

2025

# INFORME FINAL

Convenio de Desempeño 2024-2025

DETERMINACIÓN DE LAS ESCALAS  
DE INTERCAMBIO DE AGUA EN  
FIORDOS Y CANALES DE LA  
PATAGONIA CHILENA, 2024-2025.

Subsecretaría de Economía y EMT  
Agosto, 2025.





INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISIÓN DE INVESTIGACIÓN EN ACUICULTURA



## INFORME FINAL

Convenio de Desempeño 2024 – 2025

### DETERMINACIÓN DE LAS ESCALAS DE INTERCAMBIO DE AGUA EN FIORDOS Y CANALES DE LA PATAGONIA CHILENA, 2024-2025

**Subsecretaría de Economía y EMT / Agosto 2025.**

**Requirente**

**Subsecretaría de Economía y  
Empresas de Menor Tamaño**

Subsecretaría de Economía y  
Empresas de Menor Tamaño  
*Javiera Constanza Petersen Muga*

**Ejecutor**

**Instituto de Fomento Pesquero, IFOP**

**Director Ejecutivo**  
*Gonzalo Pereira Puchy*

**Jefe División Investigación Acuicultura**  
*Gastón Vidal Santana*

**Jefe Departamento Medio Ambiente**  
*Alejandra Oyanedel*

**Jefe de Proyecto**  
*Andrea Corredor-Acosta*



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISIÓN DE INVESTIGACIÓN EN ACUICULTURA

---

### Autores

Andrea Corredor-Acosta  
Elías Pinilla Matamala  
Camila Soto-Riquelme  
Javiera San Martín Parra

### Colaboradores

Luis Felipe Avello  
Gabriel Soto Soto  
Marcela Toro Flores  
Oliver Venegas Mella  
Patricio Salas Salas  
Sebastián Sepúlveda  
Miguel Vergara



## INDICE

<b>RESUMEN EJECUTIVO.....</b>	<b>5</b>
<b>1. OBJETIVOS.....</b>	<b>7</b>
<b>1.1 OBJETIVO GENERAL .....</b>	<b>7</b>
<i>Determinar la variabilidad estacional de las escalas de intercambio de agua en fiordos y canales de la Patagonia, como línea base para mejorar el conocimiento de los impactos del cambio climático.</i>	
<b>1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....</b>	<b>7</b>
Objetivo 1. Ampliar el área de modelación hidrodinámica del golfo Almirante Montt a los canales y fiordos aledaños en la salida oceánica noroccidental, bajo una escala de variabilidad intra-anual.	
Objetivo 2. Calcular el intercambio de agua y la dinámica del oxígeno disuelto a una escala intra-anual en el golfo Almirante Montt y los canales y fiordos aledaños en la salida oceánica noroccidental.	
Objetivo 3. Implementación y evaluación de un índice de calidad de agua actual en el golfo Almirante Montt y otros cuerpos de agua de la Patagonia.	
Objetivo 4. Proponer metodologías para una zonificación medioambientalmente sustentable de la salmonicultura en tres zonas piloto de las regiones de Los Lagos, Aysén y Magallanes.	
<b>2. ANTECEDENTES.....</b>	<b>7</b>
<b>3. METODOLOGÍA.....</b>	<b>13</b>
3.1 Metodología objetivo 1 .....	13
3.2 Metodología objetivo 2 .....	25
3.3 Metodología objetivo 3 .....	27
3.4 Metodología objetivo 4 .....	33
<b>4. RESULTADOS.....</b>	<b>37</b>
4.1 Resultados objetivo 1 .....	37
4.2 Resultados objetivo 2 .....	57
4.3 Resultados objetivo 3.....	63
4.4 Resultados objetivo 4 .....	68
<b>5. DISCUSIÓN .....</b>	<b>99</b>
<b>6. CONCLUSIONES .....</b>	<b>110</b>
<b>7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>112</b>



## RESUMEN EJECUTIVO

El presente proyecto tiene por objetivo principal determinar la variabilidad estacional de las escalas de intercambio de agua en fiordos y canales de la Patagonia, con el propósito de evaluar espacial y temporalmente los procesos de renovación y consumo de oxígeno que permitan construir indicadores para la sustentabilidad ambiental de la acuicultura en el sur de Chile. En etapas anteriores se han evaluado este tipo de procesos en el Golfo Almirante Montt (GAM), y en la presente etapa esta evaluación se extiende a la zona oceánica adyacente que comprende el canal Sarmiento, canal Collingwood, canal Unión, y los fiordos Taraba y Staines. Para este propósito, se utilizó un modelo hidrodinámico tridimensional forzado por condiciones locales de viento, marea y descarga fluvial para simular la circulación, edad del agua (EA) y oxígeno disuelto (OD) en el área descrita. El modelo fue validado con perfiles observacionales, encontrando un buen ajuste y representatividad de las estructuras verticales típicas de estos sistemas.

El área adyacente a GAM constituye una zona de intersección entre el océano costero y el propio GAM, compartiendo con este último la dinámica estacional en términos de salinidad, temperatura, corrientes marinas y estratificación debido al forzamiento del viento y el aporte de agua dulce continental. Estos forzantes presentan un régimen energético similar con valores máximos de viento y descarga en primavera/verano y mínimos en invierno, aunque impulsando la circulación en direcciones opuestas a lo largo del año. Esto es, el gradiente horizontal de densidad se ejerce de este a oeste (seno Última Esperanza hacia canal Sarmiento) indicando que la circulación gravitacional domina sobre el forzamiento del viento, mientras que el viento domina la corriente superficial de oeste a este en el área adyacente profundizando la circulación estuarina. En relación a la batimetría, la profundidad del fondo marino varía entre ~50 y 800 m cerca de la zona oceánica mientras que en GAM fluctúa entre ~20 y 500 m, provocando una atenuación del 88% en la onda de marea al ingresar a GAM debido principalmente a las restricciones geográficas de Kirke y Santa María, actuando como barrera natural al ingreso de masas de agua de origen oceánico tales como el Agua Subantártica (ASAA) y Agua Subantártica Modificada (ASAAM).

Esta dinámica, promueve una estructura vertical persistente de tres capas en la zona adyacente, específicamente en los fiordos Taraba y Staines caracterizada por: (i) una superficie ventilada y sobresaturada en OD, (ii) una pluma intermedia pobre en OD con alta edad del agua (EA), y (iii) una cuña profunda con recuperación parcial de oxígeno asociada a la intrusión de aguas oceánicas. La obtención de una correlación negativa entre EA y OD ( $R \approx -0.8$  a  $-0.9$ ) confirma que el transporte físico es un mecanismo importante en la modulación de los niveles de oxígeno. En comparación con GAM, donde se observan tiempos de residencia superiores a 800 días y extensas zonas hipóxicas, los fiordos Taraba y Staines muestran menores edades del agua ( $< 450$  días) y una distribución más favorable de OD, con núcleos de bajo oxígeno más acotados y mayor ventilación profunda. Este marco permite identificar zonas especialmente vulnerables al agotamiento de OD, tales como las cabeceras de los fiordos, y comparar su balance de oxígeno con el de otros sistemas.

En los fiordos patagónicos, el OD puede sintetizar el balance entre suministro físico y producción/consumo biológico, mostrando correlaciones significativas ( $R \approx 0.5$ – $0.8$ ) con la edad del



agua, nutrientes disueltos y respuestas en sedimentos (potencial redox, materia orgánica, riqueza bentónica), lo que lo convierte en un indicador efectivo del estado ambiental, de medición factible con equipos disponibles y de aplicación operativa mediante monitoreo continuo. En etapas anteriores de este proyecto, se desarrolló un índice de calidad del agua (ICA-IFOP) usando OD como variable núcleo, con el objetivo de ofrecer una métrica operacional de fácil implementación, siendo el ICA-IFOP evaluado en el presente proyecto para GAM y otros cuerpos de agua de la Patagonia. Los resultados en los estudios de caso, evidencian al fiordo Quirralco como un sistema de alto riesgo persistente con fuerte estacionalidad, mientras que en GAM, se identificaron zonas específicas con vulnerabilidades diferenciadas tales como los fiordos Worsley, Poca Esperanza, Última Esperanza y Seno Vattuone donde se concentraron las probabilidades más altas de condiciones críticas.

Los análisis y resultados presentados en este documento indican que el diseño del ICA-IFOP se puede implementar rápidamente con la infraestructura observacional y de modelación numérica actual, y que, su estructura adaptativa permite incorporar nuevos indicadores, refinar umbrales y ajustar escalas espaciales o temporales de acuerdo al aumento de datos observacionales o cambios en los requerimientos de la regulación. Adicionalmente, en la presente etapa se ejecutó la evaluación probabilística del ICA-IFOP, mediante un análisis de propagación de incertidumbre con el método Monte Carlo que busca transformar clasificaciones rígidas en distribuciones de riesgo. Esto permite diferenciar entre zonas de alto riesgo, áreas seguras y segmentos intermedios con ambigüedad, orientando acciones tales como intervenciones urgentes donde la probabilidad de condición crítica es alta, y/o de monitoreo regular en zonas grises antes de decidir. Este enfoque reduce errores de decisión y habilita ejecuciones graduadas, haciendo la gestión más precisa y adaptativa.

En conjunto con lo anterior, en la presente etapa de este proyecto se desarrollaron análisis de agrupamiento (clusters) y componentes principales (PCA) para identificar patrones espaciales y temporales en tres zonas piloto de las regiones de Los Lagos, Aysén y Magallanes (fiordo Comau, fiordo Quirralco y Golfo Almirante Montt, respectivamente). Estos resultados muestran que la temperatura, salinidad y oxígeno disuelto son los principales ejes de variabilidad, mientras que las corrientes actúan como moduladores secundarios y estacionales en GAM y fiordo Comau, alcanzando mayor relevancia en la dinámica ambiental en el caso del fiordo Quirralco. La concordancia entre clusters y PCA confirmó la existencia de una organización ambiental persistente, con sectores interiores más fríos y de baja salinidad, canales exteriores más cálidos y salinos, y marcados gradientes de oxígeno disuelto. En conjunto, estos hallazgos representan una primera aproximación útil para orientar futuras aplicaciones en gestión y planificación acuícola, destacando la ventaja de contar con herramientas multivariadas que permitan visualizar la organización ambiental del sistema de manera integrada.

Sobreuesta a esta base hidrodinámica, la siguiente etapa de este proyecto buscará acoplar el de las principales variables ambientales (temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y calidad de agua) junto con un modelo de conectividad lagrangiana. Esta integración permitirá generar mapas que aporten: (i) una zonificación espacial derivada de los patrones de agrupamiento ambiental, y (ii) la delimitación de potenciales entidades espaciales de gestión, definidas en número, extensión y distribución a partir de criterios combinados de dispersión de partículas y métricas de conectividad estadística.



## 1. OBJETIVOS

### 1.1 Objetivo general

Determinar la variabilidad estacional de las escalas de intercambio de agua en fiordos y canales de la Patagonia, como línea base para mejorar el conocimiento de los impactos del cambio climático.

### 1.2. Objetivos específicos

- 1.2.1 Ampliar el área de modelación hidrodinámica del golfo Almirante Montt a los canales y fiordos aledaños en la salida oceánica noroccidental, bajo una escala de variabilidad intra-anual.
- 1.2.2 Calcular el intercambio de agua y la dinámica del oxígeno disuelto a una escala intra-anual en el golfo Almirante Montt y los canales y fiordos aledaños en la salida oceánica noroccidental.
- 1.2.3. Implementación y evaluación de un índice de calidad de agua actual en el golfo Almirante Montt y otros cuerpos de agua de la Patagonia.
- 1.2.4. Proponer metodologías para una zonificación medioambientalmente sustentable de la salmonicultura en tres zonas piloto de las regiones de Los Lagos, Aysén y Magallanes.

## 2. ANTECEDENTES

El Golfo Almirante Montt (GAM) se encuentra en la región de Magallanes y representa un sistema estuarino semi cerrado debido a su limitada conexión con el océano adyacente. Esta área es una importante zona para la acuicultura de salmones, con 43 concesiones otorgadas (entre otras en proceso de tramitación) distribuidas entre 6 agrupaciones de concesiones de salmónidos (referidas de aquí en adelante como ACS). En el presente estudio se expande la zona de análisis, incluyendo los fiordos y canales aledaños a la salida noroccidental de GAM, en donde se contemplan otras 10 concesiones pertenecientes a 4 ACS, en concreto en el seno Taraba y alrededores de península Staines.

Estudios anteriores centrados únicamente en el GAM, desde la cabecera de sus fiordos y senos hasta sistemas exteriores por el canal Unión, han mostrado a esta área como un escenario de complejas interacciones entre océano, atmósfera y los aportes de agua dulce de ríos y glaciares. El GAM se caracteriza por una conformación geológica intrincada que reduce el intercambio de agua con el océano exterior, limitando la propagación de la onda de marea y el transporte de masas de agua de origen oceánico. En ausencia de la energía de las mareas, la flotabilidad otorgada por abundante descarga de agua dulce principalmente originada por deshielo desde los Campos de Hielo Sur y los patrones de viento en la región de Magallanes, reconocidos por su alta energía, emergen como los principales forzantes en circulación de GAM. En general, GAM es un sistema altamente estratificado, lo cual limita la mezcla turbulenta y la transferencia de momentum lo que, unido también a la ausencia



de otros forzantes como la marea, puede dar lugar a la retención o incluso cuasi-estancamiento de agua, como las que se identificaron en capas profundas del seno de Última Esperanza, Fiordo Worsley y Fiordo Poca Esperanza.

Las escalas de tiempo de intercambio de agua al interior de GAM muestran valores relativamente altos (~ 1000 días), siendo las cabezas de fiordos y senos (Seno de Última Esperanza, Fiordo Worsley, Fiordo Poca Esperanza y GAM mismo) los lugares con mayor tiempo de intercambio de agua, además de zonas con alta concentración de centros de cultivos de salmón, lo que los convierte en sectores potenciales con mayor riesgo ambiental. La falta de circulación y la estratificación de la columna de agua reducen el intercambio de agua con alto contenido de oxígeno desde la superficie hacia el fondo, llevando a condiciones de hipoxia en las capas más profundas. Modelos de edad del agua implementados en etapas anteriores mostraron que esta situación podría llegar a ser más generalizada por la fuerte relación existente entre la edad del agua y el oxígeno disuelto. En consecuencia, GAM es un cuerpo de agua de especial atención en su gestión por confluir en él intereses productivos que ejercen una presión sobre el equilibrio de un ecosistema condicionado por sus características físicas de limitada conexión y renovación de aguas que propician la presencia de sectores con bajos valores de concentración de oxígeno disuelto.

Estos patrones e interacciones resaltan la urgencia de comprender los procesos oceanográficos en GAM y en las zonas adyacentes para apoyar una gestión eficiente basada en la toma de decisiones según criterios científicos. Por tanto, en este sentido y en la presente etapa, este proyecto tiene por objetivo principal extender la cuantificación de las escalas de intercambio de agua (edad del agua), bajo una variabilidad estacional de los forzantes ambientales en los canales y fiordos aledaños a la salida oceánica noroccidental de GAM.

## 2.1 Escala temporal de transporte

Los océanos exhiben ecosistemas altamente diversos y variables que son gobernados por complicados conjuntos de interacciones físico-biogeoquímicas entre la atmósfera, la superficie del océano y su interior, en una variedad de escalas espaciales y temporales (Gregoire & Oguz, 2003). Las escalas temporales de transporte, en general, proporcionan una visión de los procesos de transporte advectivo y difusivo pudiendo ser usado para estimar la variabilidad en la distribución de importantes propiedades que son críticas para los ecosistemas marinos y el clima tales como temperatura, salinidad, clorofila, macro y micronutrientes, O<sub>2</sub> y CO<sub>2</sub> (Sandery & Kampf, 2007). Por ejemplo, la producción biológica marina responde a procesos físicos como la mezcla y arrastre de nutrientes desde capas inferiores de la columna de agua, penetración de luz, confinamiento de fitoplancton en la zona eufótica por estratificación y aporte de nutrientes por descargas de ríos (Gregoire & Oguz, 2003). De hecho, se ha sugerido que el tiempo de retención es un parámetro clave en el control del balance de nutrientes en los ecosistemas marinos (Boynton *et al.*, 1995).

Las características de los procesos de transporte de una sustancia disuelta dependen principalmente del flujo residual de baja frecuencia que depende de las interacciones entre el campo de densidad, el flujo del río, el viento y la rectificación no lineal de las mareas periódicas en un estuario dado (Shen & Wan, 2007). Por lo tanto, es difícil separar y cuantificar las influencias de diferentes mecanismos en el transporte a largo plazo. Para entender la dinámica subyacente que contribuye en las propiedades de



transporte de un estuario, se han utilizado escalas de tiempo de transporte, tales como "flushing time", tiempo de residencia o la edad del agua para cuantificar las condiciones dinámicas generales de un sistema marino. Existen muchos estudios en que se han utilizado estas escalas temporales de transporte para trazar la masa de agua y estimar la ventilación en el océano (England, 1995; Karstensen & Tomczak, 1998; Hirst, 1999; Deleersnijder *et al.*, 2002) o para investigar la circulación en sistemas marinos semi-cerrados, estuarios o fiordos (Oliveira & Baptista, 1997; Walker, 1999; Delhez & Deleersnijder, 2002; Monsen *et al.*, 2002; Sandery & Kampf, 2007; Gustafsson & Bendtsen, 2007; Zhang *et al.*, 2010; Kawase & Bang, 2013; Hong & Shen, 2013; Bendtsen *et al.*, 2014; Viero & Defina, 2016).

En estricto rigor, sólo dos escalas de tiempo son suficientes para trazar el movimiento del agua, estos son, la edad del agua y el tiempo de residencia. Zimmerman (1976) introdujo el concepto de "tiempo de residencia" como el tiempo que tarda una parcela de agua en abandonar el dominio de interés, mientras que la edad del agua es un complemento del tiempo de residencia y es definido como el tiempo transcurrido desde que la parcela de agua en consideración salió de la región en la que su edad se define como cero, o bien, el tiempo requerido para que una parcela viaje desde un límite o borde del sistema a un lugar determinado dentro del cuerpo de agua (Bolin & Rodhe, 1973; Delhez *et al.*, 1999; Monsen *et al.*, 2002). La colocación de los límites para definir una región de interés es una elección arbitraria, e influirá en los valores absolutos de las escalas de tiempo. Hasta cierto punto, las distribuciones de escala temporal en el sistema son relativas por naturaleza, por consecuencia los patrones similares serán vistos sin importar la localización del límite (Sandery & Kampf, 2007).

En la mayoría de los casos, no es posible estimar estas escalas de tiempo de manera exhaustiva mediante promedios de datos de campo. La ausencia de mediciones intensivas de temperatura y salinidad hacen difícil el cálculo de la mezcla vertical vía estos parámetros. Por otra parte, la evaluación del tiempo de descarga o "flushing time" como la razón entre el volumen del dominio de interés y un flujo saliente es una aproximación gruesa que es válida sólo para un flujo en estado estacionario en un dominio infinitamente bien mezclado (Deleersnijder, 2007). Así el enfoque de un sistema en estado estacionario no toma en cuenta las variaciones espaciales y temporales en un gran estuario, por tanto, es deseable conocer el patrón de distribución espacial del tiempo de residencia y su variación temporal (Shen & Wan, 2007). Por otra parte, las técnicas que implican modelos numéricos tienen la ventaja de proporcionar una visión cuantitativa directa de la dinámica y funcionamiento del sistema marino (Delhez *et al.*, 2004), lo que resulta valioso en un medio ambiente interdisciplinario o en una perspectiva de gestión (Deleersnijder, 2007).

Los métodos mediante los cuales es posible calcular las escalas de tiempo en un modelo numérico pueden estar centrados desde una óptica lagrangiana o euleriana. Los modelos de transporte eulerianos son usualmente preferidos a sus homólogos lagrangianos (Deleersnijder *et al.*, 2001), debido a que los últimos implican la necesidad de un gran número de partículas lagrangianas para producir mapas sinópticos, su consecuente alta demanda de tiempo de cómputo y la problemática asociada con la modelación de turbulencia en condiciones no homogéneas (Hunter *et. al.*, 1993; Visser, 1997; Deleersnijder *et al.*, 2001). En contraste, un enfoque euleriano permite que las masas de agua que interactúan sean modificadas por procesos advectivos y difusivos, (Delhez *et al.*, 1999), permitiendo a su vez que la estimación del tiempo de transporte se presente como una variable



espacial y revele información detallada del tiempo de tránsito en un estuario complejo (Shen & Wan, 2007).

## 2.2 Propiedades física de la columna de agua en Patagonia Sur-Austral de Chile

La geografía patagónica implica una línea de costa desmembrada, caracterizada por fiordos profundos y canales que comunican numerosos cuerpos de agua (Araya-Vergara 1997, 1999 y 2006), particularmente la topografía submarina, la cual se exhibe como irregular alternando conformaciones tipo cuencas explanadas de represamiento y cuencas explanadas tipo cubeta (Rodrigo, 2006). Junto con la batimetría, las propiedades físicas (ej. temperatura y salinidad) de los cuerpos de agua localizados dentro de estos sistemas de canales y fiordos están asociadas a masas de agua características del océano costero adyacente (aguas oceánicas) y la mezcla que experimenta esta masa de agua con agua dulce proveniente de aporte fluvial, nival, glacial y pluvial (Silva *et al.*, 1998), siendo esta mezcla proporcional a la distancia de la fuente de agua dulce (Carrasco & Silva, 2006).

Dicha interacción de agua oceánica y agua dulce promueve una columna de agua estratificada, constituida en dos capas, una superficial de profundidad variable, determinada por menor salinidad, menor densidad y mayor concentración de oxígeno disuelto, siendo esta capa superficial la que presenta mayor variabilidad espacial y temporal. Mientras que la segunda capa, está caracterizada por mayor salinidad, mayor densidad y menor concentración de oxígeno. Entre ambas capas se observa un intenso gradiente de propiedades que marcan la haloclina, picnoclina, oxiclina y nutriclina, estructura frecuentemente utilizada como trazador para realizar modelos esquemáticos de circulación horizontal, donde el agua dulce sale de los fiordos y canales (capa superficial), mezclándose con el agua oceánica que ingresa en dirección opuesta (capa profunda; Silva *et al.*, 1997; 1998; Sievers *et al.*, 2002; Valdenegro & Silva, 2003).

Bajo estas condiciones geográficas y oceanográficas se ha desarrollado la acuicultura en la zona Sur Austral de Chile, centrada principalmente en Salmónidos, siendo Chile uno de los principales productores a nivel mundial, por lo que esta actividad ha sido considerada de gran importancia en la dinámica económica del país (Buschmann *et al.*, 2009). Sin embargo, el desarrollo de la acuicultura ha experimentado algunos problemas, tales como la fuerte crisis sanitaria en 2007 relacionada con el virus ISA (Godoy *et al.*, 2008), lo que también trajo como consecuencia grandes pérdidas económicas. En este contexto, la gestión de la acuicultura y su regulación por parte del estado de Chile se proyectaron como una actividad de alta complejidad (Bustos, 2012) dado que debe promover el máximo nivel de producción y de crecimiento económico en el tiempo, pero bajo una normativa de sustentabilidad ambiental. Si bien a partir del año 1991 se elaboraron cambios en la Ley General de Pesca y Acuicultura (LGPA) enfocados en acuicultura, sólo en 2003 se comienza a incluir los conceptos de sustentabilidad ambiental, mediante la Política Nacional de la Acuicultura (PNA) estableciendo un marco regulatorio para esta actividad. No obstante, debido a la insuficiencia de este marco regulatorio, evidenciado tras la crisis del salmón producto del Virus ISA, es que actualmente la LGPA establece un marco de obtención de información científica en la cual se deben sostener las decisiones de carácter público, y sobre la cual deben fundamentarse los instrumentos de ordenamiento territorial sobre todo usuario que ejerza alguna actividad dentro del borde costero (Fuentes, 2014).



## 2.3 Salmonicultura en Chile: amenazas y oportunidades en el ordenamiento territorial de su gestión

La acuicultura mundial ha seguido incrementando su producción y, en 2022, aportó aproximadamente 51% de la producción global de animales acuáticos, superando por primera vez a las capturas pesqueras (FAO, 2024). Del total de la acuicultura mundial, Chile se ubica entre los diez principales productores, con cerca de 1,5 millones de toneladas (~1,6% del total), de las cuales los salmónidos representan alrededor de 1,0–1,1 millones de toneladas, manteniendo al país como el segundo productor mundial después de Noruega (Seafood Watch, 2023; FAO, 2024). A nivel nacional, el sector genera en torno a 86.000 empleos a lo largo de toda su cadena de valor (SalmonChile, 2024), y en 2024 las exportaciones de salmónidos alcanzaron 782.000 toneladas con un valor de 6,37 mil millones USD (Servicio Nacional de Aduanas, 2025). En consecuencia, la salmonicultura representa la segunda mayor exportación nacional, después del cobre, y el principal motor económico de las regiones del sur del país, históricamente menos desarrolladas debido a su remota posición geográfica y su economía principalmente rural de subsistencia (Ibíeta *et al.*, 2011; Daughters, 2016; Bachmann-Vargas *et al.*, 2021).

La salmonicultura en Chile se desarrolla en dos tipos de ambientes diferenciados. Una primera etapa de cría de incubación y producción de alevines y smolts en hatcheries de agua dulce del centro-sur del país durante 10 meses, seguida de una segunda etapa de engorda en aguas marinas por otros 8 - 18 meses hasta alcanzar la talla comercial según la especie (Australis-Seafoods, 2022). Las tres especies que copan la totalidad de la producción son el salmón del Atlántico (*Salmo salar*) con el 71.8%, seguido del salmón coho (*Oncorhynchus kisutch*) con el 23.5% y la trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) con el 4.7% (Consejo del Salmón, con base en datos Subpesca, 2023). La engorda de estas especies se realiza en jaulas de flujo abierto en los ~1350 centros de cultivo concesionados (Subsecretaría Nacional de Pesca y Acuicultura, <https://mapas.subpesca.cl/ideviewer/>) que se ubican en las aguas salobres y saladas de la Patagonia, a lo largo de 1500 kilómetros lineales entre las latitudes 41.5°S y 54.5°S. Estas jaulas permiten el libre flujo de agua a través de ellas, lo que implica que son susceptibles de recibir y diseminar partículas desde y hacia otros centros de cultivo, incluyendo patógenos y parásitos que afectan a las mencionadas especies. Las principales enfermedades y de mayor preocupación por las pérdidas en la producción son la anemia infecciosa del salmón (ISA) producida por el virus ISA (Kibenge *et al.*, 2001; Mardones *et al.*, 2009), la septicemia rickettsial del salmón (SRS) producida por la bacteria *Piscirickettsia salmonis* (Lannan & Fryer, 1993; Almendras & Fuentealba, 1997), y la caligidosis producida mayormente por el crustáceo ectoparásito *Caligus rogercresseyi*, comúnmente llamado piojo de mar (Boxshall & Bravo, 2000; Bravo, 2003). Tras la crisis del virus ISA del año 2007, que significó un déficit en la producción del 30-40% y la pérdida de 20.000-25.000 puestos de trabajo directos e indirectos (Asche *et al.*, 2009; Alvial *et al.*, 2012; Bustos-Gallardo, 2017), se establecieron medidas orientadas a evitar, reducir y mitigar la intensidad de los brotes de enfermedades. Dentro de estas, se establece la densidad máxima de cultivo (de hasta 17 kg/m<sup>3</sup> y variable según especie y desempeño sanitario, productivo y riesgo futuro) (Subpesca, 2012), Programas Sanitarios Específicos de Vigilancia y Control para cada patógeno y parásito (Sernapesca), y la creación de agrupaciones de centros de cultivo de salmónidos (ACS). Estas últimas, deben establecer medidas de manejo sanitario coordinado entre los centros que presenten características epidemiológicas, oceanográficas, operativas o geográficas comunes con el fin de

mejorar el desempeño ambiental y/o sanitario de cada ACS (Sernapesca). Esto implica que los centros pertenecientes a cada agrupación debiesen coordinarse en el uso de antibióticos, periodos de siembra-cosecha-descanso, evitando así la transmisión de enfermedades desde y hacia otros centros de cultivo.

Dentro de las principales afecciones descritas a los salmones, la caligidosis ha resultado responsable de pérdidas económicas anuales que se estiman entre 300 y 350 millones USD (Núñez-Acuña *et al.*, 2020; Agusti *et al.*, 2016), debido principalmente al alargamiento del ciclo productivo en ajuste a la reducción de la tasa de alimentación, y al aumento que genera en la predisposición de los peces a sufrir infecciones secundarias por otros patógenos, implicando el consecuente aumento en el costo de los tratamientos (Costello, 2009a; Bravo *et al.*, 2015; Vargas-Chacoff *et al.*, 2016). Los copépodos responsables de la caligidosis en general y *Caligus rogercresseyi* en particular, constan de fases de vida parásíticas acoplados al huésped como chalimus adultos y fases de vida libre planctónica. El primer estadio planctónico (tras la eclosión de los huevos) corresponde al periodo de larvas nauplio, que maduran hasta la segunda y última fase planctónica como copepoditos, los cuales poseen la capacidad de infestar y acoplarse a un nuevo huésped (González & Carvajal, 2003). Estas fases planctónicas son las responsables de la transmisión de piojos de mar por advección de las corrientes marinas entre centros de cultivo (Costello, 2006; Gillibrand & Willis, 2007; Amundrud & Murray, 2009), sin descontar que los piojos de mar parasitan también a salmones salvajes (Stien *et al.*, 2005; Costello, 2009b; Thorstad *et al.*, 2015), y en el caso de *Caligus rogercresseyi* en Chile también a otras especies como *Eleginops maclovinus* (robalo) y *Ondotheastes regia* (pejerrey) (Carvajal *et al.*, 1998; González *et al.*, 2012). En este sentido, la infestación que afecta a la salmonicultura no depende solamente del transporte entre los centros de cultivo (Butler, 2002; Adams *et al.*, 2015).

Ante esta situación se han implementado una serie de medidas contra la caligidosis, incluyendo medidas que tienen por finalidad reducir el éxito de la infestación, así como también, medidas destinadas a evitar o reducir las probabilidades de encuentro entre huésped y parásito (Barrett *et al.*, 2020a). Dentro de los métodos para reducir los efectos de una infestación se encuentran acciones reactivas como el despiojo mecánico (Sviland Walde *et al.*, 2021) mediante baños químicos (Overton *et al.*, 2018), hiposalinos (Sievers *et al.*, 2019) y/o térmicos (Overton *et al.*, 2019), o con el uso de peces limpiadores (Overton *et al.*, 2020). Otras medidas son de carácter preventivo como el uso de alimentos que fortalecen la respuesta inmune de los peces (Waagbø, 2006), vacunación (Raynard *et al.*, 2002) y la selección genética de cepas de salmones con mayor resistencia a la infestación (Gharbi *et al.*, 2015). En el caso de las medidas que buscan reducir las probabilidades de encuentro entre los piojos y los salmones se encuentran las barreras físicas como faldones (Stien *et al.*, 2018) o snorkels (Oppedal *et al.*, 2017), control de la profundidad para evitar las capas donde hay más piojos mediante alimentación y luminosidad (Frenzl *et al.*, 2014), inmersión mecánica de las jaulas (Dempster *et al.*, 2009), filtrado y trampas para retirar piojos del agua (Flamarique *et al.*, 2009; Bartsch *et al.*, 2013), repelentes y enmascaradores de rastros químicos (O'Shea *et al.*, 2017), incapacitación por cavitación ultrasónica (Skjelvareid *et al.*, 2018) o radiación de onda corta (Barrett *et al.*, 2020b). Otras estrategias están basadas en la distribución espacio-temporal de los centros de cultivo y las áreas de manejo, con el objetivo de reducir la conectividad de larvas de piojos entre estas unidades de producción producto de la dinámica local de corrientes (Adams *et al.*, 2016; Samsing *et al.*, 2017; Cantrell *et al.*, 2018).



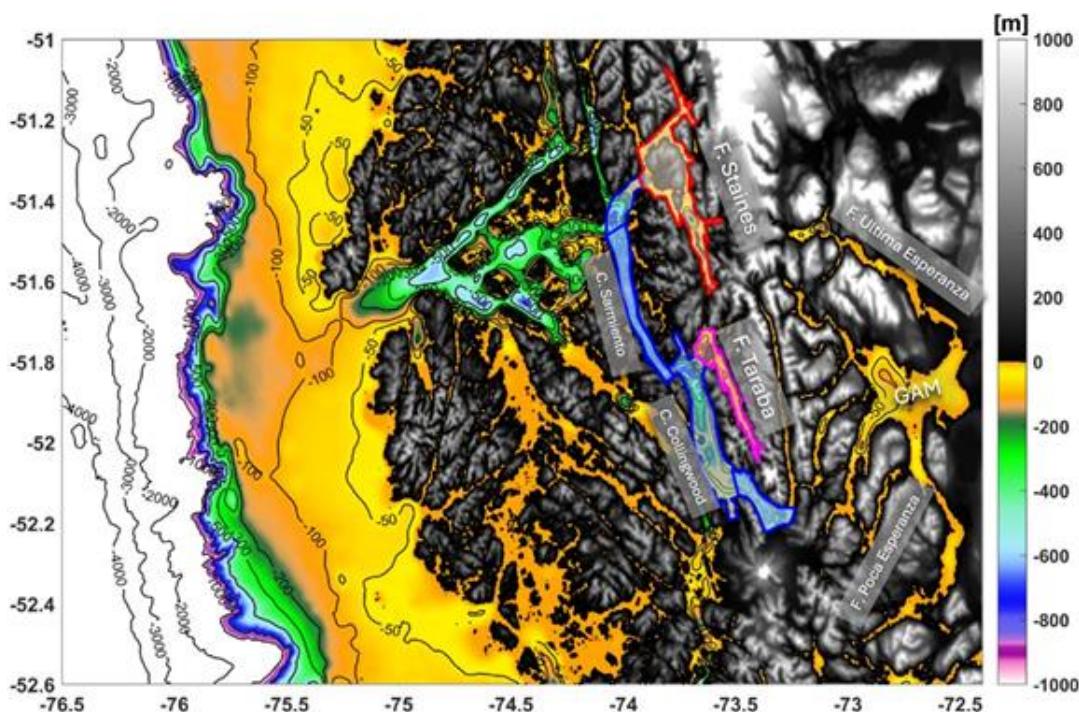
Previamente, Barrett *et al.* (2020a) cuantificaron el efecto y potencial de estos métodos a corto y largo plazo en la carrera evolutiva parásito-huésped y la resistencia heredable del piojo, concluyendo que, si bien individualmente el efecto de cada uno de ellos puede ser limitado, su uso combinado puede ser más efectivo y permitiría reducir el uso de métodos de despiojo que son más lesivos para el pez. En las combinaciones de métodos de Barrett *et al.* (2020a; 2020b), se recomienda la selección de cepas de salmones más resistentes a la infestación junto con otras medidas enfocadas en reducir las probabilidades de encuentro entre huésped y parásito, tales como (i) la ubicación espacial de las unidades productivas, (ii) el uso de zonas tipo cortafuegos, y (iii) periodos de descanso en función de las condiciones oceanográficas del sistema. En este sentido, un análisis detallado de la sustentabilidad ambiental y de la conectividad espacial se hace relevante para poder sugerir con base científica posibles nuevos emplazamientos, reubicaciones de centros de cultivo y/o reasignaciones de centros de cultivo entre ACS.

### 3. METODOLOGÍA

**3.1 Objetivo específico 2.2.1:** Ampliar el área de modelación hidrodinámica del golfo Almirante Montt a los canales y fiordos aledaños en la salida oceánica noroccidental, bajo una escala de variabilidad intra-anual.

#### 3.1.1 Área de estudio

La presente etapa de este proyecto se focaliza en los canales Sarmiento, Collingwood y Unión (**Figura 1**; en azul) y su conexión con los fiordos Taraba (**Figura 1**; en rojo) y Staines (**Figura 1**; en rosado) ubicados al noroeste de la región de magallanes (51°–52°S), en conexión directa (aunque restringida) con los canales y fiordos interiores de GAM. Los canales Sarmiento, Collingwood y Unión actúan como vías de conexión entre GAM y el océano costero. La plataforma interior adyacente al sistema presenta una batimetría entre los ~50-200 m de profundidad generando una barrera natural para el ingreso de masas de agua desde el océano. En el mar interior, la batimetría se profundiza en el estrecho Nelson, canal Sarmiento y Collingwood, alcanzando valores máximos entre ~500-800 m de profundidad. En particular, los fiordos Staines y Taraba presentan una batimetría irregular (~80-400 m) característica de la zona de fiordos con menores profundidades hacia la cabeza (**Figura 1**).



**Figura 1.** Batimetría del área de estudio. Puntos geográficos de referencia: fiordo Staines (en rojo), fiordo Taraba (en rosado), canales Sarmiento, Collingwood y Unión (en azul), Golfo Almirante Montt (GAM; en amarillo al interior de la zona costera).

### 3.1.2 Mediciones in situ

La magnitud y dirección del viento, radiación solar (PAR), presión atmosférica y temperatura del aire se analizaron a partir de una estación meteorológica HOBO ubicada frente a Puerto Natales ( $51^{\circ}44'10.7''S$  –  $72^{\circ}31'36.9''W$ ) desde noviembre de 2022 a junio de 2025 (**Tabla 1**). La serie de tiempo de magnitud y dirección del viento fue usada para calcular las componentes ortogonales del viento zonal (U) y meridional (V), y se aplicó un filtro pasa-baja coseno de Lanczos de 121 pesos y periodo de corte de 40 horas para limpiar la señal horaria de alta frecuencia. Por su parte, la estación meteorológica ubicada en canal Unión tuvo un periodo de muestreo durante 2016 y fue utilizada para validar el modelo atmosférico WRF, el cual coincide además con el periodo del modelo hidrodinámico disponible (2016-2018).

A nivel oceanográfico, se realizaron mediciones de correntometría en la columna de agua del fiordo Taraba, fiordo Staines, canales Sarmiento y Collingwood con el objetivo de analizar las principales características de la corriente en base a cuatro Perfiladores Acústicos Doppler de Corrientes – RDI 300kHz (ADCP por sus siglas en inglés). Estos equipos se anclaron a media agua (100 m) midiendo hacia arriba con una frecuencia de 1 hora. La información detallada de los anclajes se presenta en la Tabla 1.



**Tabla 1.** Información instrumental de medición de corriente y estaciones meteorológicas. Profundidad del ADCP (z) y profundidad de fondo (Z).

Ubicación	Latitud (S)	Longitud (W)	Fecha inicial	Fecha final	z/Z
Sarmiento (RDI 300)	-51.7023	-73.9463	15/01/2016	29/04/2016	95.2 m / 370 m
Collingwood (RDI 300)	-51.8649	-73.6809	15/01/2016	30/04/2016	40.7m / 360m
Taraba (RDI 300)	-51.8634	-73.5220	17/08/2024	10/06/2025	115m/285m
Staines (RDI 300)	-51.4452	-73.6991	18/08/2024	08/06/2025	90m/547m
Estación Meteorológica	-52.1394	-73.5082	12/01/2016	04/07/2016	3m
Estación Meteorológica	-51.7363	-72.5269	15/11/2022	30/06/2025	3m

A partir de los cuatro transductores del ADCP se usaron solamente los datos que mostraron un 90% de correlación y se eliminó el efecto de variación de nivel del mar removiendo los valores del nivel más cercano a la superficie. Posteriormente, se realizó la corrección magnética correspondiente a cada punto con el objetivo de orientar los datos hacia el norte geográfico. A continuación, se realizó un análisis espectral (en el dominio de la frecuencia) utilizando la técnica de auto espectro (Bendat y Piersol, 1986) para las componentes vectoriales (Mooers, 1973) de la corriente. Para una mayor significancia estadística, las series se dividieron en segmentos de igual tamaño, calculando el espectro para cada segmento y posteriormente promediando para cada frecuencia (Emery y Thomson, 1998). Dado que cada estimación espectral posee una distribución  $\chi^2$ , los grados de libertad del espectro promedio fueron dos veces el número de trozos (Bendat & Piersol, 1986). Finalmente, se calculó el flujo residual de la corriente aplicando un filtro pasa-baja coseno de Lanczos de 121 pesos y periodo de corte de 40 horas, y se complementó con un análisis EOF vertical de la corriente residual.

En conjunto con lo anterior, nueve mareógrafos fueron usados para medir el nivel del mar en canal Sarmiento, fiordo Taraba, fiordo Staines, canal Unión, Paso Morla Vicuña, Salustio (post construcción Santa María), canal Valdés (Post construcción Kirke), estero Obstrucción y Última Esperanza (**Tabla 2**). A partir de esta información y con el objetivo de caracterizar el régimen de marea (Pawlowicz et al., 2002; Boon, 2004), se realizó un análisis armónico y espectral del nivel del mar, se comparó la amplitud de los principales componentes de marea y se calculó el coeficiente de Courtier “F” mediante la relación:

$$F = \frac{K_1 + O_1}{S_2 + M_2}$$

Obteniendo una clasificación de la marea de acuerdo a los siguientes criterios: (i) si  $0 < F < 0.25$  el régimen de marea se clasifica como semidiurno; (ii) si  $0.25 < F < 1.50$  el régimen de marea se clasifica



como semi-diurno mixto con una marcada desigualdad diaria en las alturas de las pleamaras y bajamaras; (iii) si  $1.50 < F < 3.00$  el régimen de mareas se clasifica como diurno mixto; y (iv) si  $F > 3.0$  el régimen de mareas se clasifica como diurno.

**Tabla 2.** Información de ubicación y periodo de medición de los mareógrafos utilizados en el presente proyecto.

Instrumento	Latitud (°)	Longitud (°)	Referencia	fecha inicio	fecha final	z (m)
<b>Mareógrafo (Hobo)</b>	-52.06757	-73.46998	<b>Canal Unión</b>	13-11-2022	14-05-2023	1.8 m
<b>Mareógrafo (Hobo)</b>	-52.05102	-72.9991	<b>Salida Kirke Valdés</b>	13-11-2022	14-05-2023	1.9 m
<b>Mareógrafo (Hobo)</b>	-51.73591	-72.52682	<b>Ultima Esperanza</b>	17-05-2023	19-05-2024	1.5 m
<b>Mareógrafo (RBR)</b>	-51.86468	-72.88065	<b>Sta. María (Salustio)</b>	12-02-2013	22-03-2013	1.5 m
<b>Mareógrafo (RBR)</b>	-52.09922	-73.21923	<b>Morla Vicuña</b>	29-02-2012	26-03-2012	5.69 m
<b>Mareógrafo (RBR)</b>	-51.98748	-72.69571	<b>Obstrucción</b>	06-03-2012	26-03-2012	3.67 m
<b>Mareografo (Hobo)</b>	-51.7069	-73.9788	<b>Sarmiento</b>	17-08-2024	10-06-2025	2m
<b>Mareografo (Hobo)</b>	-51.8868	-73.4680	<b>Taraba</b>	17-08-2024	10-06-2025	1.8m
<b>Mareografo (Hobo)</b>	-51.4746	-73.7101	<b>Staines</b>	17-08-2024	10-06-2025	1.8m

En relación al comportamiento de la salinidad, temperatura y oxígeno disuelto en la columna de agua, estas mediciones se obtuvieron a partir de un perfilador vertical Sea-bird 19plus (CTD-O) durante tres campañas oceanográficas en agosto 2024, enero 2025 y junio 2025. Con estos datos hidrográficos se calculó la salinidad absoluta, temperatura conservativa a partir de la temperatura potencial y la salinidad práctica, la densidad desde la salinidad absoluta y temperatura conservativa usando los paquetes computacionales TEOS-10. Adicionalmente, la estratificación/mezcla de la columna de agua se caracterizó a partir de los cálculos de anomalía de energía potencial (PEA) del perfil integrado y frecuencia Brunt-Vaisala ( $N^2$ ) siguiendo las relaciones:

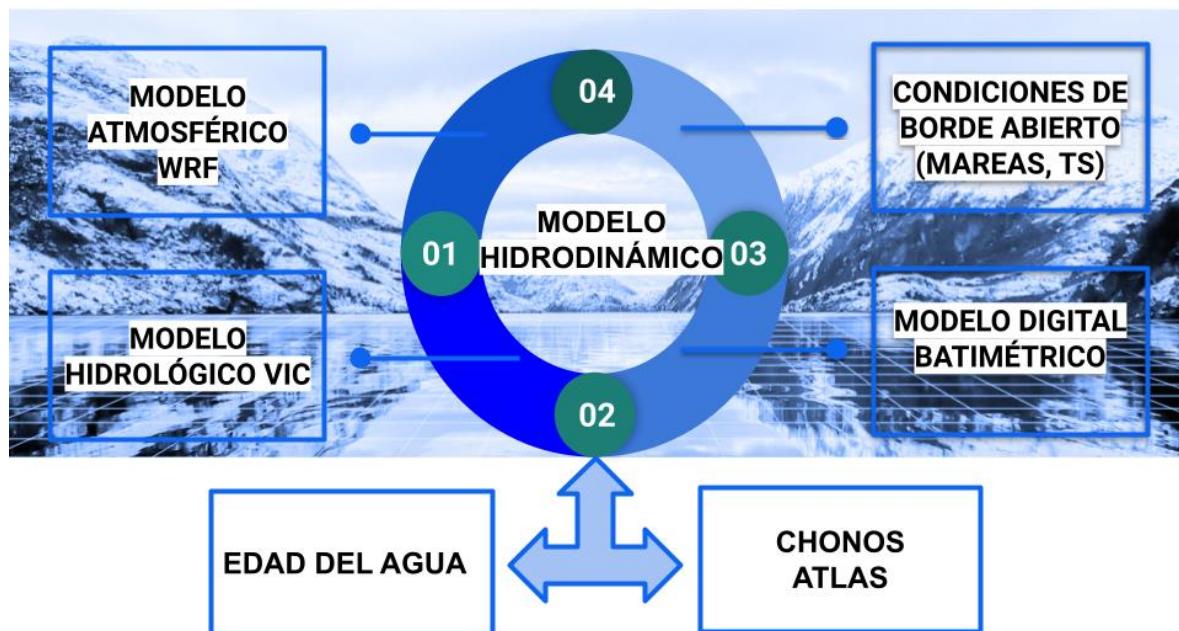
$$PEA = \varphi = \frac{g}{h} \int_h^1 (\rho_m - \rho) dz ; \quad N^2 = \frac{g}{\rho_0} \frac{d\rho}{dz}$$

donde  $g$  es la aceleración gravitacional,  $h$  es la profundidad de la columna de agua ( $h=50m$ ),  $p_m$  es la densidad promedio de la columna de agua y  $p$  es la densidad a la profundidad  $z$  de la columna de agua.

Finalmente, las masas de agua presentes en la zona de estudio se clasificaron de acuerdo a los siguientes rangos de salinidad reportados por Silva y Vargas (2014): (i) Agua Estuarina (EW) entre 0 a 21, (ii) Agua Estuarina Salada (EW\_sal) entre 21 a 31, (iii) Agua Subantártica Modificada (ASAAM) entre 31 a 33, y (iv) Agua Subantártica (ASAA) entre 33 a 33.8.

### 3.1.3 Modelos numéricos

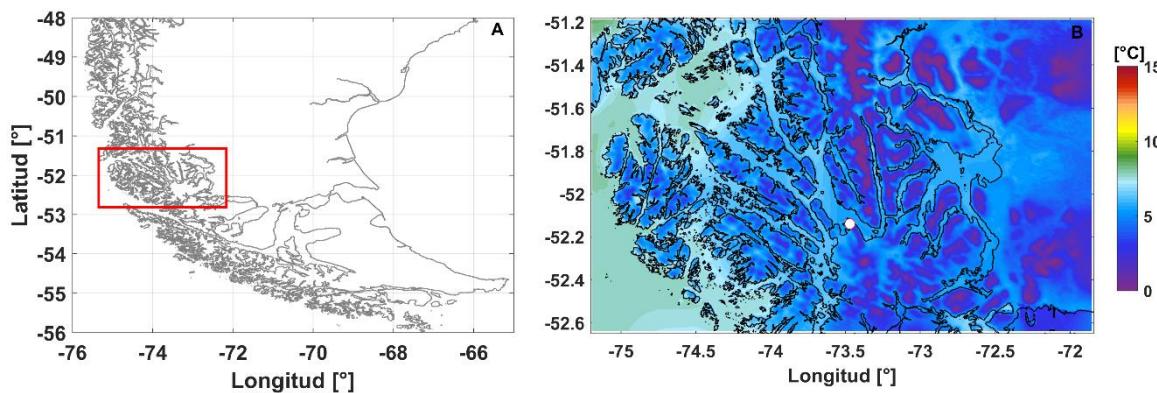
En la etapa anterior de este proyecto, se realizó la simulación hidrodinámica de GAM para los años 2016, 2017 y 2018 (Soto-Riquelme et al., 2024). Por tanto, en la presente etapa y para los mismos años, la simulación se extiende espacialmente a los canales Unión, Collingwood, Sarmiento, y a los fiordos Taraba y Staines. Para ambas simulaciones se requirió información de aquellos forzantes que forman parte del balance dinámico, tales como las descargas de agua dulce, el viento, las mareas y la geometría del reservorio dada por la batimetría. Para obtener la variabilidad espacial y temporal de estos forzantes, se implementaron varios modelos con sus respectivas validaciones, tal como se esquematiza en la **Figura 2**. La publicación de esta información se encuentra disponible en el portal web CHONOS ([chonos.ifop.cl](http://chonos.ifop.cl)), los cuales son además utilizados para calcular los tiempos de intercambio de agua mediante el método de edad del agua.



**Figura 2.** Esquema del sistema de modelación y distribución de información del estudio.

### 3.1.3.1 Modelo atmosférico WRF

Para comprender y simular adecuadamente los patrones locales de viento en un área geográficamente constituida de montañas y glaciares es fundamental aplicar modelos atmosféricos de alta resolución que puedan capturar las interacciones entre la topografía y el flujo de aire (Myksovoll et al., 2012). Para este proyecto, se ha empleado el modelo no hidrostático WRF (versión 3.5.1) (Skamarock et al., 2008) con el propósito de simular las condiciones atmosféricas de la zona del GAM y canales adyacentes. Este modelo fue insertado dentro del sistema operacional NCEP con una resolución espacial de 25 km (National Centers for Environmental Prediction, 2000). El modelo WRF se ejecutó con una resolución espacial detallada de 1 km, cubriendo una región definida entre los 51.18°S - 52.65°S y 71.84°W - 75.2°W (**Figura 3**).



**Figura 3.** a) Dominio establecido para la simulación atmosférica (WRF) con resolución espacial de 1km, y b) campo de temperatura atmosférica promedio del año 2017 a 2 m. El círculo blanco indica la ubicación geográfica de la estación meteorológica para evaluar el modelo WRF.

Dentro de los parámetros modelados por WRF durante el período 2016-2018 se encuentran principalmente la velocidad del viento a 10 m, temperatura a 2 m, radiación solar, presión atmosférica y humedad relativa. Para evaluar la eficacia del modelo atmosférico reflejando las tendencias temporales de presión, temperatura y componentes del viento, los datos de WRF se compararon con los recopilados por una estación meteorológica en canal Unión (**Figura 3**). Se emplearon métricas estadísticas como la correlación y la raíz del error cuadrático medio (RMSE) para esta comparativa.

La correlación determinada a través del coeficiente de correlación de Pearson ( $r_{yx}$ ), evalúa la relación lineal entre los datos modelados y observados. Matemáticamente,  $r_{yx}$  se define mediante la covarianza de los conjuntos de datos modelados y observados, normalizada por sus desviaciones estándar. Sus valores varían entre -1 y 1, donde 1 indica un ajuste lineal perfecto, 0 ninguna relación y -1 una relación inversa.

$$\frac{cov_{yx}}{S_y S_x} = \frac{\sum_{i=1}^N (Y_i - \bar{Y})(X_i - \bar{X})}{\sum_{i=1}^N (Y_i - \bar{Y})(Y_i - \bar{Y})}$$



Por su parte el error medio cuadrático (RMSE) proporciona un indicador de la diferencia promedio entre las observaciones y las predicciones del modelo. Menores valores de RMSE implican un modelo con predicciones más precisas en términos de desviación respecto a los datos reales.

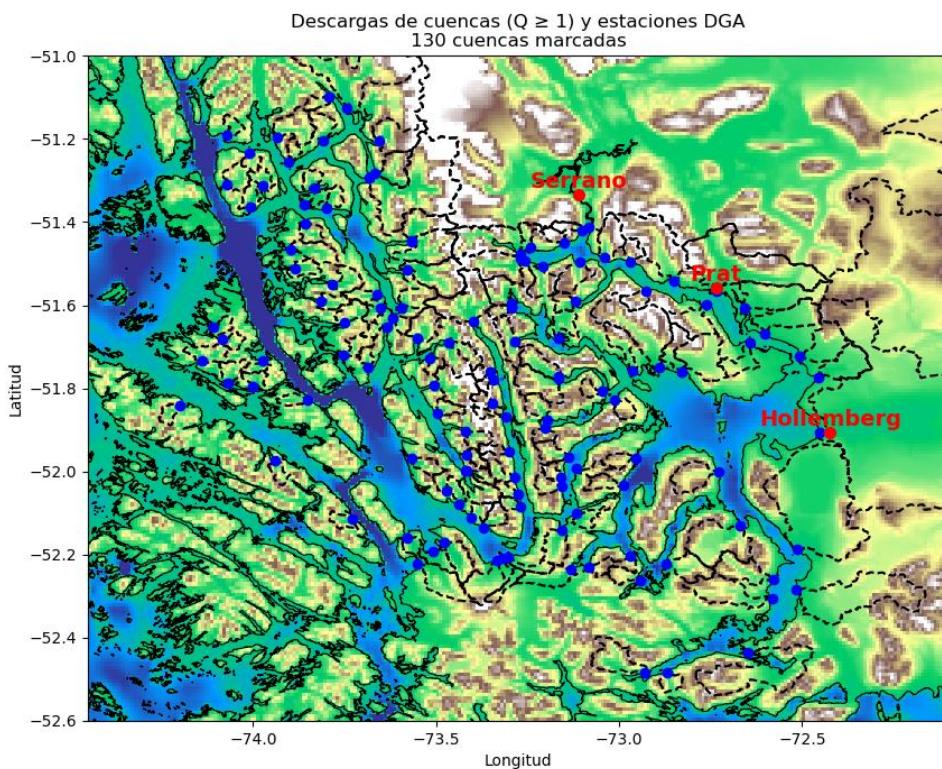
$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (Y_i - \bar{Y})(X_i - \bar{X})}{N}}$$

### 3.1.3.2 Modelo hidrológico VIC-FLOW

El aporte de agua dulce hacia GAM y canales Adyacentes provienen de una extensa red de ríos que desembocan en su interior. Entre estos cursos fluviales, se destaca el río Serrano situado en el sector norte del dominio GAM. Junto a esta contribución fluvial, la región experimenta un aporte sustancial de precipitación, que se presenta tanto en forma de lluvia como de nieve distribuyéndose de forma heterogénea dentro del dominio. La relevancia de estas fuentes de agua dulce incide directamente en la dinámica y condiciones oceánicas del sistema. Para caracterizar este forzante, se empleó un modelo hidrológico que brinda una estimación de la escorrentía.

Los caudales de ríos que desembocan en el sistema marino han sido simulados con el modelo hidrológico VIC (Liang et al., 1994) que es alimentado con series de precipitaciones y temperatura del producto grillado CR2MET (<http://www.cr2.cl/datos-productos-grillados/>) de una resolución 0.05° (5 km aproximadamente) para un periodo comprendido entre 1980-2023. A partir de esta información, el modelo VIC simula la escorrentía en intervalos horarios, lo que permite calcular series diarias de caudales en una red hidrográfica sintética (obtenida a partir de información satelital) correspondiente al área de análisis.

Posteriormente, se lleva a cabo un proceso de calibración utilizando observaciones fluviométricas de la Dirección General de Aguas (DGA). Durante este proceso, los parámetros del modelo VIC fueron ajustados para optimizar su desempeño en función de los datos observados. Una vez calibrado, el modelo se ejecuta para estimar el caudal diario en el periodo comprendido entre 1980 al 2023 en todas las cuencas costeras del dominio espacial de la simulación. La **Figura 4** estima las 130 cuencas hidrográficas con  $Q > 1 \text{ m}^3/\text{s}$ , utilizadas para caracterizar el forzante. El análisis se complementa junto a tres estaciones de la DGA que tienen información de ríos que desembocan en GAM. Las observaciones diarias comprenden los ríos Serrano con mediciones entre 1995 y 2025, el río Prat cuyos datos abarcan el periodo de 2005 a 2018, y finalmente, el río Hollemburg del cual se dispone de información entre los años 2007 y 2020.



**Figura 4.** Estaciones fluviométricas de la Dirección General de Aguas (DGA) en círculos rojos, y principales cuencas estimadas por el modelo hidrológico VIC en círculos azules para la región del Golfo Almirante Montt, canales adyacentes, y fiordos Taraba y Staines.

Las observaciones fueron utilizadas para evaluar la capacidad del modelo en replicar la variabilidad de los caudales característicos de la región. Las series temporales se compararon con las simulaciones correspondientes a cada cuenca utilizando estadísticas de validación. Se identificaron las fuentes con mayor aporte de agua dulce en GAM y se utilizaron los caudales estimados por el modelo VIC para caracterizar el forzante hidrológico de manera espacio-temporal. El sistema de modelación de agua dulce abarca varios componentes los cuales se detallan en la **Figura 5** y **Tabla 3**. Cabe resaltar que toda la información de las simulaciones de caudales para cada cuenca marina es desplegada en la plataforma Chonos de IFOP en <https://chonos.ifop.cl/flow/>, desarrollado para IFOP por la empresa consultora MeteoData Limitada.



**Figura 5.** Esquema general del proceso de modelación y construcción del producto para CHONOS.

**Tabla 3.** Especificaciones del sistema de modelación hidrológico.

Parámetros	Variable Infiltration Capacity (VIC)
Resolución espacial	0.05° (aproximadamente 5 km)
Área de la simulación	Territorio Chileno entre 41°S y 56°S
Resolución temporal	Diario
Periodo de simulación	1980-2024
Datos de entrada	Base de datos CR2MET
Modelo terreno digital	SRTM (90 metros de resolución)
Modelo para red hidrográfica	TauDEM
Calibración y evaluación	Datos fluviométricos de la DGA (~50 estaciones)

### 3.1.3.3 Modelo hidrodinámico 3D (MIKE 3)

Para simular la hidrodinámica del sistema de fiordos se utilizó el modelo hidrodinámico 3D MIKE 3 FM (DHI, 2019). Este es un sistema de modelación de 3 dimensiones que considera la solución numérica de las ecuaciones tridimensionales incompresibles de Navier-Stokes utilizando el enfoque de Reynolds, los supuestos de Boussinesq y de presión hidrostática, por lo que el modelo consiste en las ecuaciones de conservación de masa y momentum, transporte de calor y de sal. Como algoritmo de solución de las ecuaciones indicadas, el modelo utiliza el método de volúmenes finitos centrados en cada celda. La estructura de discretización, triángulos de distintos tamaños, permite un ajuste flexible de la resolución horizontal del modelo, por ejemplo, una alta definición del borde costero. Por esta razón, se considera que este tipo de solución es la adecuada para zonas de topografía compleja. En

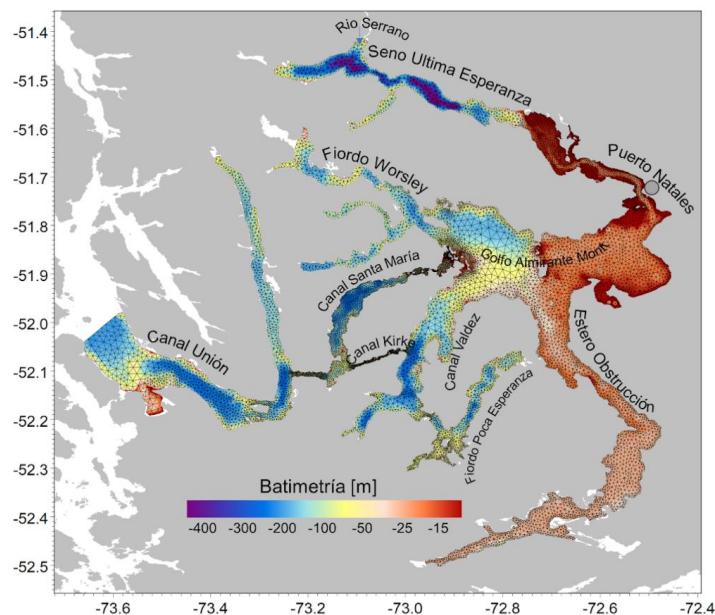


el plano vertical utiliza coordenadas sigma combinadas con rectangulares (denominadas Z), que permiten una mejor solución de la estratificación en las zonas con altos gradientes verticales de densidad (DHI, 2019).

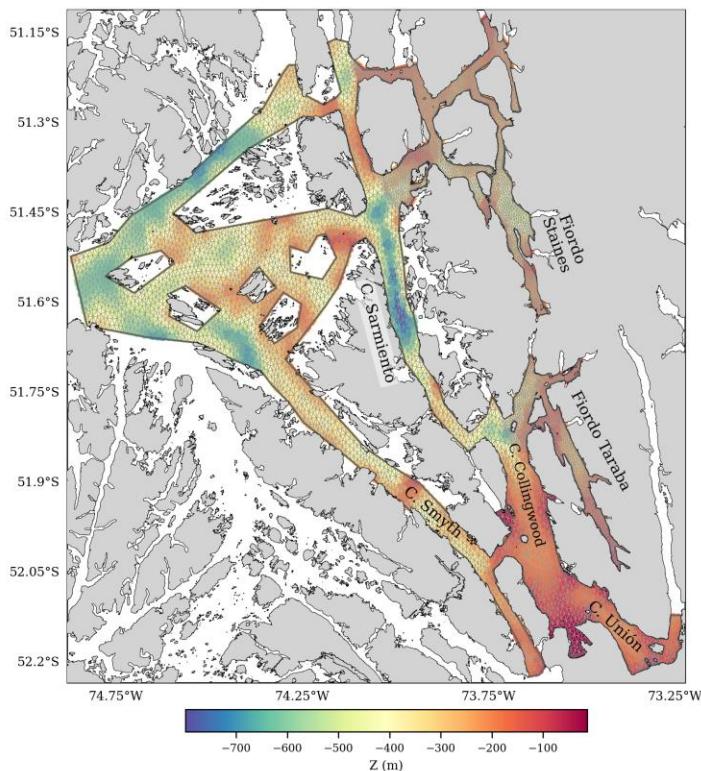
El presente estudio contempla dos áreas dominio, el modelo en GAM (**Figura 6**) cuyos detalles y validación se pueden revisar en el informe de la etapa anterior 2024 (Soto-Riquelme et al., 2024), y la etapa actual que contempla la extensión del modelo desde canal Unión hasta los canales externos Collingwood y Sarmiento, incluyendo los fiordos Taraba y Staines (**Figura 7**). La batimetría fue obtenida de las cartas náuticas del Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada de Chile (SHOA), reprocesadas e interpoladas linealmente mediante el método del vecino natural (Sibson, 1981), para lo cual se utilizaron distintos tamaños de elementos de acuerdo con la geometría de la cuenca. Aquellos lugares someros y estrechos se ajustaron con mayor resolución (decenas de metros), mientras que las zonas más profundas alcanzaron una menor resolución espacial-horizontal de ~1000 m o 1 km. En particular, esto corresponde a un total de 19927 elementos en la dimensión horizontal en las áreas de Taraba y Staines. En la dimensión vertical el modelo está dividido en 45 capas combinadas sigma-cuadrangular, con mayor resolución en las capas superficiales (**Tabla 4**).

**Tabla 4.** Características de implementación del modelo hidrodinámico en tres dimensiones para GAM.

Parámetros MIKE 3 FM	Golfo Almirante Montt
Resolución espacial	Variable ~100 a 1000 m
Resolución vertical	43 capas sigma-Z / superficie ~1 m / fondo ~25 m
Resolución temporal	300 s / (almacena datos horarios)
Periodo de simulación	01-01-2016: 31-12-2018 (3 años)
Condiciones de borde	Climatología CTD -IFOP
Forzante atmosférico	WRF-IFOP 1 Km
Ríos	FLOW-IFOP
Modelo de turbulencia	Esquema k-epsilon
Tiempo de cómputo simular 1 año (servidor Intel-56 núcleos)	~28 días
Periodo de estabilización (spin up)	5 años



**Figura 6:** Modelo digital de elevación del Golfo Almirante Montt en la región de Magallanes basado en cartas náuticas del SHOA y malla de modelo hidrodinámico con resolución variable.



**Figura 7.** Modelo digital de elevación en canales adyacentes a GAM, incluyendo los fiordos Taraba y Staines.



Los bordes abiertos del nivel del mar se establecieron mediante análisis armónico (Pawlowicz et al., 2002) con base en información del nivel del mar obtenidos como parte de proyectos anteriores de IFOP (Soto et al., 2016). Para las condiciones iniciales referidas a temperatura y salinidad, se utilizó el paso de tiempo final del periodo de estabilización del modelo (spin-up), el cual fue de 5 años.

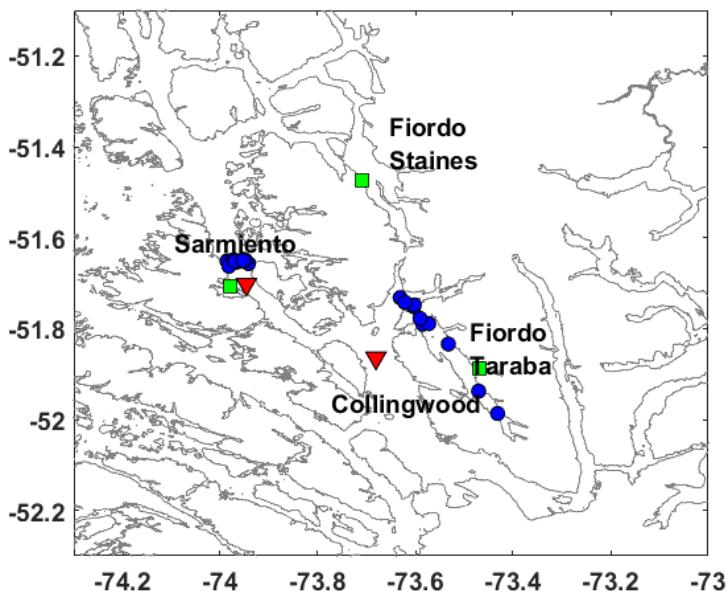
Para el presente estudio el modelo se implementó para el período de 2016 a 2018, considerando que todos los modelos elaborados por el IFOP correspondientes a los proyectos en las regiones de Los Lagos, Aysén, seno Skyring y GAM en Magallanes coinciden para este intervalo temporal, facilitando la utilización y comparación de este tipo de datos en diversas áreas de la Patagonia. Estos modelos se encuentran disponibles en el sistema de información operacional CHONOS-ATLAS (<https://chonos.ifop.cl>).

### 3.1.3.4 Evaluación del Modelo Hidrodinámico en la zona noroccidental adyacente al Golfo Almirante Montt

La evaluación de las propiedades hidrográficas, de corriente y de marea del modelo se llevó a cabo mediante su comparación con mediciones de CTD, ADCP y mareógrafos instalados por IFOP en las campañas desplegadas durante 2016, 2024 y 2025 (**Figura 8, Tabla 1 y Tabla 2**). Las mediciones de CTD se usaron para validar la hidrografía y masas de agua del área adyacente a GAM mediante el análisis de distintas variables, incluyendo salinidad absoluta, temperatura conservativa obtenida de la temperatura potencial y la salinidad práctica, la densidad obtenida desde la salinidad absoluta y temperatura conservativa, aplicando los paquetes computacionales TEOS-10. En específico, cada perfil CTD y su respectivo perfil del modelo fueron contrastados analizando sus valores de correlación y error medio cuadrático (R y RMSE), en conjunto con una visualización de las secciones de salinidad absoluta y diagramas T-S.

Asimismo, la capacidad del modelo hidrodinámico para reproducir los principales procesos que modulan la estructura temporal y espacial de las corrientes al interior de canal Sarmiento y Collingwood fue evaluada mediante un análisis de Función Ortogonal Empírica (EOF; Thomson y Emery, 2014), contrastando las corrientes submareales modeladas y las provistas por un perfilador de corrientes (ADCP) instalado durante el año 2016 por un periodo de 3.5 meses (**Figura 8 y Tabla 1**). Este análisis EOF permitió comparar la estructura vertical y temporal de las corrientes en cada sector, obteniendo además las corrientes submareales aplicando un filtro coseno de Lanczos con una potencia media de 40 h.

Finalmente, la capacidad del modelo para reproducir la propagación de la onda de marea en el sistema completo (GAM – zona adyacente) fue evaluada mediante una comparación entre el modelo y las mediciones de mareógrafos disponibles en campo (**Tabla 2**) a partir del cálculo de la amplitud de los principales constituyentes mareas ( $M_2+K_1$ ) en base a un análisis armónico del nivel del mar (Pawlowicz et al., 2002). Esto permitió evaluar el porcentaje de atenuación de la onda de marea entre el punto exterior a GAM (canal Unión) y el punto post-constricción (Valdés), así como también, la amplitud de los principales constituyentes mareas para los fiordos Staines y Taraba.



**Figura 8.** Ubicación geográfica de las mediciones in situ para los años 2016, 2024 y 2025 en la zona adyacente al Golfo Almirante Montt. Los puntos azules corresponden a mediciones de CTD en 2016, los triángulos rojos indican mediciones de ADCP en 2016 y los cuadrados verdes indican la posición de los mareógrafos en 2024-2025.

**3.2 Objetivo específico 2.2.2:** Calcular el intercambio de agua y la dinámica del oxígeno disuelto a una escala intra-anual en el golfo Almirante Montt y los canales y fiordos aledaños en la salida oceánica noroccidental.

Estudios previos de IFOP indican que GAM exhibe una renovación de las aguas marcadamente más lenta que la observada en los fiordos de las regiones de Los Lagos y Aysén, mostrando una edad media del agua entre 700–800 días, superando los 1000 días en las cabeceras profundas como Última Esperanza (Soto-Riquelme et al., 2024). Por tanto, en la presente etapa de este proyecto, este objetivo busca extender la caracterización de la relación entre edad del agua (EA) y oxígeno disuelto (OD) a los fiordos Taraba y Staines, con el fin de evaluar la magnitud y categoría del volumen de OD disponible en dichas zonas.

### 3.2.1 Trazador de edad del agua

Se implementó un trazador de edad del agua acoplado al modelo hidrodinámico descrito en el Objetivo 2.2.1 utilizando el enfoque *Constituent-oriented Age and Residence Time* (CART) propuesto por Delhez et al. (1999). En este marco, la edad del agua se define como el tiempo transcurrido desde que una parcela de agua ingresa al dominio modelado, ya sea desde el océano abierto o desde fuentes de agua dulce vía ríos, hasta alcanzar una ubicación interna del sistema. De este modo, las cuencas interiores se ventilan tanto mediante intrusión oceánica a través de canales como por aportes de agua



dulce. Las regiones que presentan mayores valores de edad corresponden a volúmenes de agua que han permanecido más tiempo dentro del sistema, reflejando zonas de menor renovación. Este método ha sido ampliamente utilizado en sistemas estuarinos y fiordos de la Patagonia, particularmente en estudios desarrollados por IFOP, y sus detalles metodológicos pueden consultarse en Pinilla et al. (2020).

En este estudio, la edad del agua se implementó mediante el módulo Ecolab, el cual permite acoplar trazadores al modelo hidrodinámico tridimensional MIKE 3 FM previamente configurado. La formulación utilizada sigue una lógica acumulativa, es decir, al ingresar al dominio modelado, ya sea desde los ríos o desde los bordes abiertos oceánicos, el agua se considera “nueva” y recibe un valor de concentración igual a 1 y una edad inicial de 0 días. A partir de ese punto, la edad del agua aumenta progresivamente conforme la masa de agua permanece en el sistema. Las condiciones iniciales en todo el dominio se fijaron en cero, lo que representa un sistema completamente renovado al inicio de la simulación. Este enfoque permite rastrear de forma eficiente la edad del agua y evaluar espacialmente las zonas de mayor o menor recambio dentro del fiordo.

### 3.2.2 Modelo simplificado de oxígeno disuelto

En este estudio, la dinámica del OD se caracteriza mediante una ecuación de transporte que integra los procesos físicos de advección y difusión turbulenta, junto con un término que describe el consumo biogeoquímico en la columna de agua. Esta formulación permite estimar la evolución espacio-temporal del OD como resultado del movimiento del agua (corrientes), la mezcla y la demanda de oxígeno en el sistema.

$$\frac{\partial OD}{\partial t} + \vec{u} \cdot \nabla OD = K_h \nabla^2 OD + K_v \frac{\partial^2 OD}{\partial z^2} - B_c$$

Esta ecuación, adaptada de Hong & Shen (2013), ha sido aplicada previamente en fiordos patagónicos por IFOP, mostrando concordancia con observaciones in situ (Soto-Riquelme et al., 2024).

El término  $B_c$ , que representa la demanda biogeoquímica de oxígeno en la columna de agua, se encuentra asociada principalmente a la oxidación de materia orgánica y otros procesos heterotróficos. Para este estudio, se adoptaron valores constantes basados en literatura y ajustes propios derivados del proceso de calibración, los cuales son:

- Re-aereación superficial:  $W = 1 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$
- Consumo en la columna de agua:  $B_c = 0.01 \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1}$
- Demanda de oxígeno del sedimento (SOD):  $0.6 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$

Las condiciones laterales en los bordes abiertos del modelo se prescribieron a partir de perfiles históricos de OD obtenidos mediante campañas con CTD-O. Estos perfiles fueron agrupados por estación climática (verano, otoño, invierno, primavera) para construir una climatología estacional representativa, la cual captura la variabilidad intra-anual pero no introduce variabilidad interanual.



Las condiciones iniciales del modelo fueron definidas tras un periodo de spin-up de 3 años, permitiendo que el sistema alcanzara un equilibrio hidrodinámico y biogeoquímico con los forzantes impuestos. El modelo de OD, al igual que el hidrodinámico, cubre el periodo 2016 a 2018 y fue evaluado contra observaciones recopiladas en campañas oceanográficas del año 2016.

### **3.3 Objetivo específico 2.2.3: Implementación y evaluación de un índice de calidad de agua actual en el golfo Almirante Montt y otros cuerpos de agua de la Patagonia.**

Esta metodología desarrolla y evalúa un Índice de Calidad de Agua (ICA) para fiordos del sur de Chile, específicamente aquellos utilizados por la salmonicultura. El ICA clasifica cada área en tres categorías operativas (Adecuada, Regular, Crítica) a partir de variables oceanográficas clave, con el oxígeno disuelto como indicador eje. El proceso se estructura en tres bloques complementarios: (1) marco conceptual, (2) desarrollo operativo del índice y pruebas piloto, y (3) evaluación de la incertidumbre.

#### **3.3.1 Marco Conceptual**

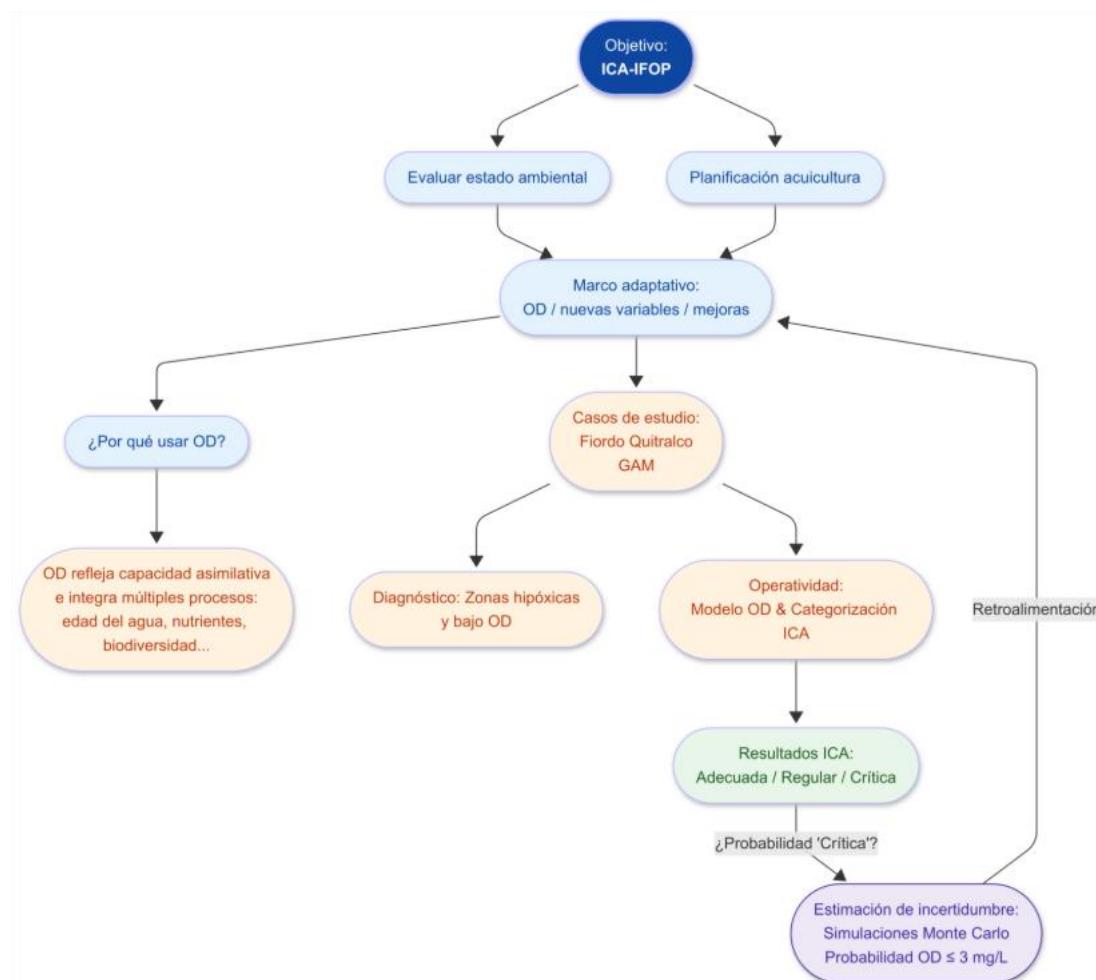
A continuación, se describe el modelo conceptual siguiendo el flujo representado en el diagrama de la **Figura 9**.

El objetivo central del ICA-IFOP es contar con una herramienta que cumpla dos funciones estratégicas: **(i) evaluar el estado ambiental de fiordos y bahías, y (ii) apoyar la planificación y gestión de la actividad acuícola**. Para que el índice sea operativo, se adoptan criterios adaptativos, lo que implica que su estructura no es estática, sino que puede ser actualizada y mejorada en función de nueva evidencia científica o cambios regulatorios. En la fase actual, se pretende encontrar la simplificación más robusta como indicador del estado ambiental de los cuerpos de agua, siendo el OD el parámetro central, con la posibilidad explícita de que en siguientes etapas se puedan incorporar nuevas variables y/o ajustar umbrales y escalas espaciales conforme crezca la base de datos disponible.

#### **¿Por qué se elige el OD como variable principal?**

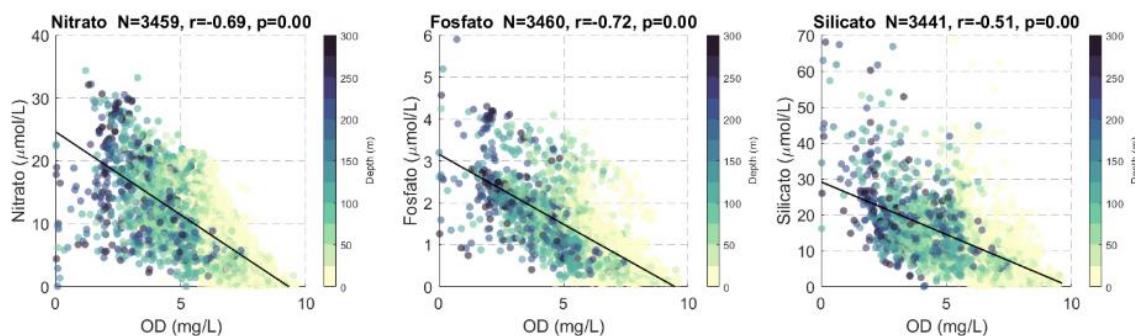
- i. **Capacidad asimilativa:** La capacidad asimilativa es la habilidad natural del ecosistema para absorber, transformar o redistribuir materia orgánica e inorgánica (incluyendo nutrientes y otros compuestos) sin provocar efectos adversos en la calidad del agua, los sedimentos o la integridad ecológica del sistema. Cuando esta capacidad se ve superada, se manifiestan respuestas ecosistémicas negativas como la hipoxia, el enriquecimiento bentónico, la acumulación de nutrientes y cambios en las comunidades microbianas (Gowen et al., 1990). En este contexto, el OD actúa como un indicador sintético que refleja el grado de saturación de la capacidad asimilativa, mostrando cuán cerca se encuentra el ecosistema de su umbral funcional de autodepuración.
- ii. **Integración de procesos:** El OD resume múltiples dimensiones del funcionamiento del ecosistema, ya que responde a forzantes físicos como el tiempo de residencia del agua, controlado por sills, cuencas profundas o restricciones geomorfológicas, así como a procesos

biogeoquímicos como la mineralización de materia orgánica y el reciclaje de nutrientes, y a cambios ecológicos reflejados en la estructura de las comunidades bentónicas. Esta función integradora se puede verificar analizando la base de datos histórica del IFOP (2011–2024) de CTD-O y nutrientes (Soto et al., 2024), a partir de la cual se identificaron correlaciones estadísticamente significativas entre OD y las concentraciones de nutrientes disueltos como nitrato ( $r=0.69$ ), fosfato ( $r=0.72$ ) y silicato ( $r=0.51$ ; **Figura 10**). Así como también, altas correlaciones con variables asociadas a procesos en sedimentos, tales como potencial redox ( $r=0.78$ ), contenido de materia orgánica total ( $r=0.83$ ) y riqueza de especies ( $r=0.78$ ; **Figura 11**).

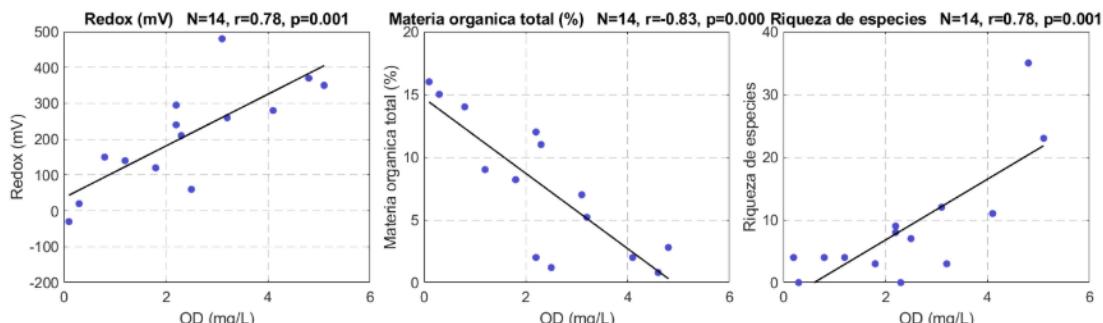


**Figura 9.** Esquema conceptual del Índice de Calidad del Agua (ICA-IFOP) para evaluación ambiental y planificación acuícola con enfoque adaptativo y centrado en el oxígeno disuelto (OD).

- iii. **Normativa ambiental y monitoreo:** El OD es una medición directa, frecuente y relativamente económica, ya estandarizada en la normativa chilena. El Reglamento Ambiental para la Acuicultura (RAMA) establece un umbral de aceptabilidad de 2.5 mg/L a 1 metro del fondo para evitar condiciones anaeróbicas y permitir la operación de los centros de cultivo. Para la reanudación de actividades en centros previamente clasificados como anaeróbicos, se exige un valor mínimo de 3.0 mg/L. Esta regulación, junto con la factibilidad técnica de monitoreo continuo, permite que el índice evolucione hacia un sistema tipo “semáforo” en tiempo real, útil para el seguimiento ambiental y la toma de decisiones operativas.



**Figura 10.** Correlaciones entre oxígeno disuelto (OD) y nutrientes disueltos en la columna de agua (nitrato, fosfato y silicato), utilizando más de 3400 observaciones obtenidas entre 2012 y 2024 por IFOP en fiordos y canales entre las regiones de Los Lagos y Magallanes (Soto et al. 2024). Los puntos están coloreados según la profundidad de muestreo, con tonos oscuros indicando capas más profundas, donde se observan concentraciones más altas de nutrientes y menores niveles de OD.



**Figura 11.** Relaciones entre el oxígeno disuelto (OD) en la capa más profunda de la columna de agua y variables en sedimentos medidas en el fiordo Quintralco, incluyendo potencial redox, materia orgánica total y riqueza de especies bentónicas. Los datos provienen de campañas realizadas en 2022 (Soto et al., 2023).

### 3.3.2 Prueba de concepto en fiordo Quintralco y Golfo Almirante Montt

El siguiente paso consiste en aplicar el índice ICA a casos de estudio representativos, que permitan evaluar su funcionamiento y utilidad práctica. Para esta fase inicial, se seleccionaron el fiordo Quintralco y GAM. En ambos casos, el análisis se focalizó en zonas con condiciones hipóticas ( $< 3 \text{ mg/L}$ ) o con

bajo contenido de oxígeno disuelto ( $3 < OD < 5 \text{ mg/L}$ ), bajo la premisa de que estos sectores requieren un diagnóstico ambiental más urgente, esto es, ante múltiples sistemas a evaluar, se priorizan aquellos que muestran signos de deterioro más severo. El objetivo práctico de esta prueba de concepto es verificar que la metodología del ICA permita efectivamente detectar y comunicar de forma simple y adecuada las áreas más sensibles, donde la gestión ambiental requiere acciones prioritarias, tales como la restricción de biomasa cultivada, el ajuste de ciclos productivos, o incluso la reubicación o reordenamiento de concesiones acuícolas.

### I) Definición de umbrales y categorías del ICA

Los umbrales del índice ICA fueron definidos en base a criterios regulatorios y ecológicos, integrando información normativa (RAMA) con el análisis estadístico de datos observacionales e históricos. Esta definición fue establecida en la etapa anterior de este proyecto (Soto-Riquelme et al., 2024) y se basa en la distribución de OD en la capa profunda de la columna de agua (<10 m sobre el fondo), modelada y validada en GAM.

Se definieron tres categorías de calidad ambiental (**Figura 5**):

- **Crítica:**  $OD \leq 3 \text{ mg/L}$ . Este valor corresponde al mínimo regulatorio del Reglamento Ambiental para la Acuicultura (D.S. 320/2001) y coincide con los umbrales comúnmente utilizados para definir hipoxia letal en la literatura científica.
- **Regular:**  $3 < OD \leq P_{75}$  histórico. El percentil 75 ( $P_{75}$ ) se estimó a partir de todos los perfiles de OD disponibles en campañas oceanográficas históricas de los últimos 10 años (valor actual  $\approx 7.5 \text{ mg/L}$ ).
- **Adecuada:**  $OD > P_{75}$  histórico. Esta categoría representa condiciones favorables de oxigenación.

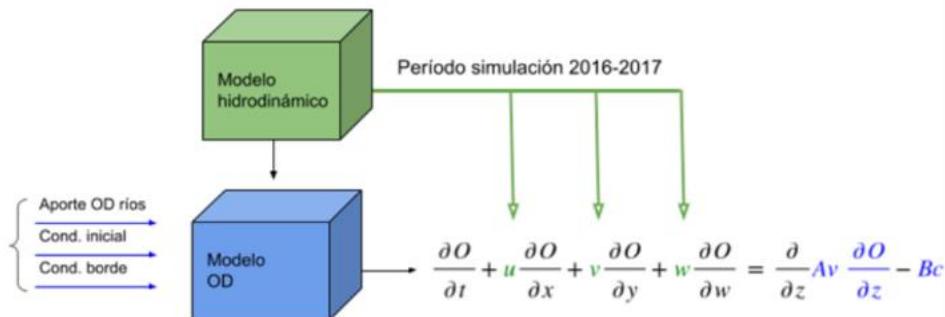


**Figura 12.** Clasificación del Índice de Calidad de Agua (ICA-IFOP) en tres categorías según el valor del oxígeno disuelto (OD) en la capa profunda de la columna de agua.

### II) Modelación del Oxígeno Disuelto

Se implementaron modelos de oxígeno disuelto (OD) acoplados a un módulo hidrodinámico tridimensional (**Figura 13**). El marco conceptual utilizado es equivalente al descrito en el Objetivo 2.2.2 de este informe y ha sido previamente aplicado en otros sitios del sur de Chile. Para una descripción detallada del modelo, se sugiere consultar los informes técnicos de IFOP (Soto-Riquelme et al., 2024). De forma resumida, el modelo resuelve los siguientes procesos clave:

- **Transporte:** Movimiento del oxígeno disuelto por advección y difusión, determinado por los campos de velocidad y mezcla del modelo hidrodinámico.
- **Re-aireación superficial:** Intercambio de oxígeno con la atmósfera en la interfaz aire-agua.
- **Consumo pelágico de oxígeno:** Pérdida de OD en la columna de agua asociada a la respiración biológica y la degradación de materia orgánica.
- **Demandas de oxígeno del sedimento (SOD):** Consumo de OD en el fondo marino debido a procesos bentónicos.



**Figura 13.** Esquema del modelo de oxígeno disuelto (OD) acoplado a un modelo hidrodinámico tridimensional. El modelo hidrodinámico simula el campo de velocidades tridimensional, el cual fuerza el modelo de OD mediante advección y difusión vertical. El modelo de OD resuelve un término de consumo biogeoquímico ( $B_c$ ).

### 3.3.3 Evaluación de la incertidumbre del ICA

La predicción de variables ambientales complejas mediante modelos numéricos conlleva un grado de incertidumbre, resultado tanto del comportamiento no lineal del sistema como de la calidad de los datos de entrada y las limitaciones del modelo físico. Esta incertidumbre no sólo afecta la simulación de variables como el OD, sino que también se propaga al calcular indicadores sintéticos como el Índice de Calidad del Agua (ICA), que se basa en dichos valores.

En este estudio, la principal fuente de incertidumbre considerada proviene del modelo numérico de OD. La diferencia entre los valores simulados y las mediciones in situ se cuantificó mediante la raíz del error cuadrático medio (RMSE), una métrica comúnmente utilizada para evaluar la precisión de modelos predictivos. Este error residual refleja la variabilidad no explicada por el modelo, y fue utilizado como base para estimar la gama de posibles valores de OD en cada punto del dominio. A partir de esta distribución de incertidumbre, se evaluó el impacto en la clasificación del ICA, reconociendo que, al tratarse de un índice basado en umbrales, pequeñas variaciones pueden modificar la categoría asignada. La incorporación de esta variabilidad en el análisis permite abordar de manera más realista el riesgo asociado a condiciones críticas de oxígeno disuelto.

#### I) Método Monte Carlo

Para propagar la incertidumbre cuantificada en el modelo de OD, se utilizó un enfoque probabilístico basado en simulaciones Monte Carlo (Rubinstein & Kroese, 2016). En cada punto del dominio, se



generaron 10.000 muestras aleatorias de OD a partir de una distribución normal centrada en el valor predicho y con desviación estándar igual al RMSE. Esta distribución representa los posibles escenarios compatibles con la incertidumbre del modelo.

Cada muestra fue clasificada mediante el ICA en una de tres categorías definidas: “Crítico”, “Regular” o “Adecuado”, según los umbrales establecidos. Este procedimiento permitió obtener una distribución de probabilidad para cada clase en cada punto espacio-temporal del dominio, lo que constituye la base para una evaluación probabilística del índice de calidad del agua.

## II) Probabilidad de clase

El resultado de la simulación es una estimación de la probabilidad de ocurrencia de cada categoría del ICA, calculada como la frecuencia relativa con la que las 10.000 muestras clasifican en cada umbral: **Crítico** ( $OD \leq 3 \text{ mg/L}$ ), **Regular** ( $3 < OD \leq 7.5 \text{ mg/L}$ ) y **Adecuado** ( $OD > 7.5 \text{ mg/L}$ ).

Esta probabilidad representa la incertidumbre en la clasificación del ICA. Por ejemplo, para cada punto en la grilla:

- Si  $P(\text{Crítico}) \approx 1$ , casi todas las 10.000 simulaciones del OD resultaron en la categoría “Crítico” → hay alta certeza de que la condición crítica existe.
- Si  $P(\text{Crítico}) \approx 0$ , casi ninguna simulación cae en “Crítico” → hay alta certeza de que no es crítica.
- Si  $P(\text{Crítico}) \approx 0.5$ , la mitad de las simulaciones cayeron en “Crítico” → hay ambigüedad porque no hay una categoría dominante, y por tanto, el sistema podría estar o no estar en condición crítica.

## III) Resolución espacio-temporal del análisis

La escala espacio-temporal del ICA se definió con tres objetivos: captar los patrones esenciales del oxígeno disuelto, mantener la aplicabilidad operativa del índice y representar el espacio y períodos críticos para la acuicultura. El análisis se centró en la capa más profunda de la columna de agua, donde con mayor frecuencia se observan valores mínimos de OD y, por ende, la categoría Crítico. Además, dentro de cada dominio se seleccionaron puntos específicos guiados por la densidad de centros de cultivo y por las zonas señaladas como críticas en los mapas de probabilidad.

Sobre la base de las simulaciones Monte Carlo, en cada punto y para cada mes se estimó el porcentaje de la columna con una probabilidad superior al 50 % de registrar condiciones críticas. Este indicador revela cuándo y hasta qué nivel asciende la hipoxia, añadiendo una dimensión vertical que complementa la distribución horizontal. Para capturar la variabilidad estacional y ubicar con precisión los períodos de mayor riesgo se emplearon promedios mensuales de OD, una resolución suficiente para capturar los cambios estacionales.



**3.4 Objetivo específico 2.2.4:** Proponer metodologías para una zonificación medioambientalmente sustentable de la salmonicultura en tres zonas piloto de las regiones de Los Lagos, Aysén y Magallanes.

Este objetivo busca proponer metodologías que permitan servir de apoyo para el diseño a largo plazo de una zonificación y/o redistribución espacial de la actividad acuícola teniendo en cuenta distintas capas de información tanto de base científica como de datos productivos asociados a la industria. La presente etapa de este proyecto, busca enfocarse en una propuesta metodológica desde el punto de vista de las condiciones ambientales y su implementación piloto en el Golfo Almirante Montt (GAM), y los fiordos Comau y Quitrailco.

De igual forma, está será la primera capa de información que permita sustentar una propuesta y/o evaluación de la zonificación de la actividad acuícola, entendiendo que las siguientes etapas de este proyecto incluirán (i) un análisis detallado de conectividad sanitaria que involucre modelos de dispersión de partículas y estadísticas de conectividad enfocados en rutas preferentes para la dispersión de virus y/o parásitos entre centros de cultivo, y (ii) análisis y/o caracterización productiva de las zonas de interés a partir del uso de las bases de datos entregadas por los centros de cultivo, disponibles por SERNAPESCA y que incluyen por ejemplo, el total de peces en siembra, la biomasa total cosechada, porcentaje total de mortalidad de peces y su correspondiente biomasa, porcentaje de mortalidad asociada a diferentes causas (ej. bajo contenido de OD, carga parasitaria), entre otros.

Esta propuesta metodológica incluye las siguientes etapas:

**3.4.1 Evaluación estadística de las variables ambientales modeladas en el Golfo Almirante Montt**

El primer paso consiste en una evaluación del desempeño del modelo hidrodinámico para reproducir la variabilidad espacial de temperatura, salinidad y oxígeno disuelto, mediante la comparación de los valores simulados y los datos obtenidos en terreno para dichas variables. Esta evaluación de desempeño en los fiordos Comau y Quitrailco ha sido previamente reportada (Pinilla et al., 2020; Soto et al., 2021; Díaz et al., 2023; Soto-Riquelme et al., 2023), por tanto, en la presente etapa se ejecuta esta evaluación de desempeño para GAM. Con este propósito, se compararon los promedios mensuales del modelo GAM de 2017 versus la mayor cantidad posible de datos observacionales que incluyen nueve campañas oceanográficas (noviembre de 2022; febrero, mayo, agosto y noviembre de 2023; enero, mayo y agosto de 2024; enero de 2025). En el caso de la corriente total, la validación de sus principales características a nivel espacial y a lo largo de la columna para GAM se exploran en detalle en las etapas anteriores de este proyecto, por lo que se recomienda visualizar su contenido refiriéndose a los reportes Reche et al. (2023) y Soto-Riquelme et al. (2024).

La metodología de validación utilizada se basa en enfoques previamente aplicados en la evaluación de modelos numéricos y/o bases de datos satelitales (ej. Bailey and Werdell, 2006; Brewin et al., 2015; Corredor-Acosta et al., 2018; León-Muñoz et al., 2024), los cuales proponen comparar valores *in situ* con un conjunto de valores modelados cercanos espacialmente, evaluando su similitud mediante métricas estadísticas. Específicamente, para cada perfil CTD se identificaron los puntos del modelo cuya posición geográfica era más próxima a éste, seleccionando los nueve perfiles modelados más

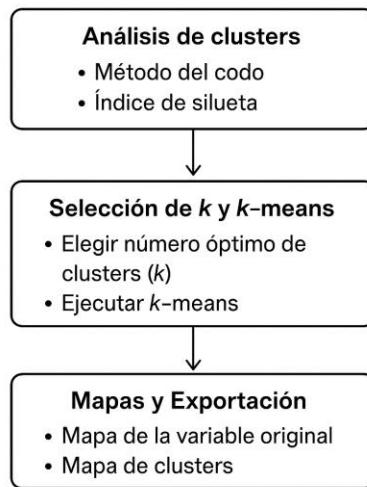
cercanos mediante el cálculo de su distancia geográfica. Posteriormente, se evaluó la covarianza relativa entre el perfil CTD y cada perfil del modelo, dejando únicamente los perfiles modelados que cumplieran un criterio de covarianza menor a 0.3 respecto del perfil muestreado en campo.

Una vez que este criterio se cumple, se calcula la mediana entre los perfiles del modelo seleccionados, a partir del cual se estiman métricas estadísticas para evaluar el ajuste entre el perfil CTD y el perfil del modelo, incluyendo el coeficiente de correlación de Pearson ( $R$ ), el coeficiente de determinación ( $R^2$ ) y el error medio cuadrático (RMSE). La integración espacial de estos indicadores permite construir mapas de confiabilidad, donde una mayor confianza se asocia a valores altos de  $R$  y  $R^2$ , junto con errores bajos de RMSE, identificando así las zonas donde el modelo reproduce de mejor manera las condiciones observadas y aquellas donde se presentan mayores discrepancias.

### **3.4.2 Gradientes ambientales y estructuras espaciales en el Golfo Almirante Montt, fiordo Comau y fiordo Quitrailco: análisis de clusters**

El análisis de clusters constituye una herramienta fundamental para identificar gradientes ambientales y estructuras espaciales en sistemas complejos. A partir de la agrupación de datos ambientales en subconjuntos homogéneos, es posible simplificar la alta variabilidad del sistema y representar o agrupar aquellas zonas que comparten condiciones similares, lo cual resulta clave para comprender la relación entre características ambientales y actividad acuícola. De este modo, los clusters permiten generar mapas que evidencian patrones dominantes y gradientes espaciales de las variables de interés (Kaufman & Rousseeuw, 2009). En la presente etapa de este proyecto, este análisis se realizó con base en los datos modelados de temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y magnitud total de la corriente en la capa superficial (0-20 m) de la columna de agua para GAM, fiordo Comau y fiordo Quitrailco a escala mensual durante el año 2017.

El procedimiento metodológico usado para el análisis de clusters se resume en el siguiente esquema:



**Figura 14.** Esquema del flujo de análisis aplicado a los datos. El procedimiento incluye (i) análisis de clusters mediante el método del codo e índice de silueta, (ii) selección del número óptimo de grupos y aplicación de k-means, y (iii) generación de mapas y exportación de resultados.

En primer lugar, se aplicó el método del codo y el índice de silueta para determinar el número óptimo de agrupaciones. El método del codo se basa en calcular la suma de errores cuadráticos dentro de los grupos (*Within-Cluster Sum of Squares*, WCSS) en función del número de clusters ( $k$ ), eligiendo el punto donde la varianza residual comienza a estabilizarse, siguiendo la relación:

$$WCSS = \sum_{i=1}^k \sum_{x \in C_i} \|x - \mu_i\|^2$$

donde  $C_i$  es el conjunto de observaciones en el cluster  $i$ , y  $\mu_i$  es el centroide de dicho cluster. Este último término es el punto medio o promedio de todas las observaciones que pertenecen a ese cluster, es decir, representa el valor característico o típico de esa variable dentro de ese grupo.

Complementariamente, el índice de silueta mide la coherencia de cada agrupación, comparando la distancia media de un punto a los elementos de su propio cluster ( $a(i)$ ) con la distancia mínima a los elementos de otro cluster ( $b(i)$ ):

$$s(i) = \frac{b(i) - a(i)}{\max\{a(i), b(i)\}}$$

En este caso, valores cercanos a 1 indican una asignación adecuada, mientras que valores negativos reflejan una mala clasificación (Jain, 2010).

Una vez determinado el número óptimo de clusters, que para el caso de las variables analizadas fue preferentemente de cuatro grupos tanto por el método del codo como por el índice silueta, se procede a la ejecución del algoritmo *k-means*. El objetivo de este algoritmo es encontrar la mejor partición de los datos minimizando la distancia entre cada punto y el centroide de su cluster. Se trata de un procedimiento iterativo que recalcula sucesivamente los centroides hasta alcanzar la mejor agrupación posible, y puede expresarse como:

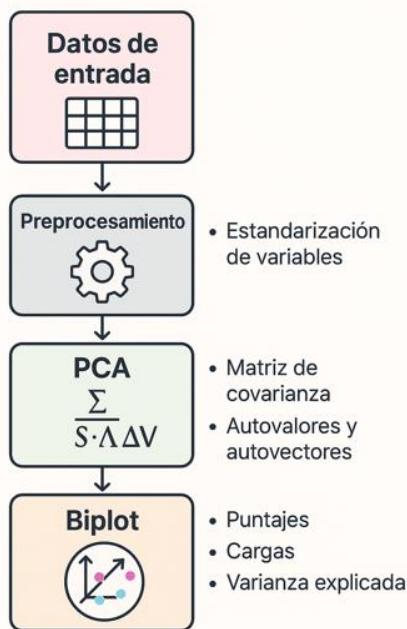
$$\min_C \sum_{i=1}^k \sum_{x \in C_i} \|x - \mu_i\|^2$$

Finalmente, los resultados se representan en mapas de clusters para cada variable de interés, lo que permite evaluar la clasificación espacial de los gradientes ambientales. Estos mapas sintetizan la complejidad de las variables medidas y muestran cómo se estructuran espacialmente las condiciones ambientales en GAM, fiordo Comau y fiordo Quitrailco, sirviendo como base para su interpretación ecológica y potencial gestión acuícola.

### 3.4.3 Identificación de forzantes ambientales dominantes mediante un análisis de componentes principales

En el Golfo Almirante Montt, a partir del análisis de clusters se observó un sistema de agrupación que, si bien difiere en algunos casos entre las variables analizadas, resaltó constantemente varias zonas de interés que incluyen: (i) fiordo Última Esperanza y parte centro-este de GAM, (ii) fiordo Worsley y seno Vattuone, (iii) canal Santa María, canal Unión y fiordo de Las Montañas, (iv) fiordo Poca

Esperanza y canal Valdez, y (v) estero Obstrucción (para la posición geográfica de estas zonas refiérase a la **Figura 6**). Por tanto, en cada una de estas zonas, así como también para los fiordos Comau y Quitralco, se aplicó un análisis de componentes principales (PCA) para identificar el forzante ambiental dominante en cada lugar para la capa superficial de la columna de agua (0-20 m), siguiendo el procedimiento ilustrado en el siguiente esquema:



**Figura 15.** Flujo del Análisis de Componentes Principales (PCA) desde la preparación de los datos hasta el cálculo de componentes, resultados principales y visualización.

En primer lugar, se definieron los datos de entrada, conformados por las variables ambientales modeladas en cada sector. Posteriormente, se realizó un pre-procesamiento mediante la estandarización de las variables, con el fin de eliminar diferencias de escala y asegurar que todas contribuyan de manera comparable al análisis. Una vez estandarizados los datos, se calculó la matriz de covarianza ( $\Sigma$ ), sobre la cual se obtuvieron sus autovalores y auto-vectores. Los autovalores representan la cantidad de varianza explicada por cada componente principal, mientras que los auto-vectores definen la dirección de cada componente en el espacio de las variables originales. Es decir, los autovalores indican cuánta información aporta cada componente, y los auto-vectores muestran qué combinación de variables origina da ese componente y cómo contribuye cada una de ellas a explicar la variabilidad total del sistema.

Finalmente, se generaron biplots que permiten ver en un mismo gráfico cómo se distribuyen las observaciones en los nuevos ejes del PCA (puntajes), qué tan importantes son las variables en cada eje (cargas) y cuánto de la información total logra resumir cada componente (varianza explicada). Esto permitió identificar gradientes ambientales y determinar qué variables tuvieron mayor influencia en cada zona analizada, facilitando la interpretación de los patrones espaciales (Jolliffe & Cadima, 2016).



Los resultados obtenidos a partir de los métodos expuestos anteriormente (análisis de clusters y análisis de componentes principales) se discuten en relación con valores asociados a la acuicultura, tales como los rangos de temperatura y salinidad óptimos para el crecimiento de salmonídos, los umbrales críticos para la aparición de plagas y parásitos, y contenido de OD. De este modo, los patrones ambientales identificados pueden ser interpretados en función de su relevancia práctica para el sector.

### **3.5 BASES DE DATOS USADAS**

En relación con los datos de campo utilizados en el presente informe, por favor refiérase al Proyecto “Monitoreo y modelación de la variabilidad espacial y temporal de procesos oceanográficos en canales y fiordos Australes, 2024-2025”, código de proyecto P-656173. En términos de los datos de modelación, los modelos hidrodinámicos de los fiordos Comau y Quitralco son parte de los modelos regionales de Chiloé y Aysén, los cuales se encuentran disponibles en la plataforma CHONOS al igual que el modelo para el Golfo Almirante Montt. Esta información y visualización se encuentra específicamente en la aplicación ATLAS (<https://chonos5.meteodata.cl/atlas>).

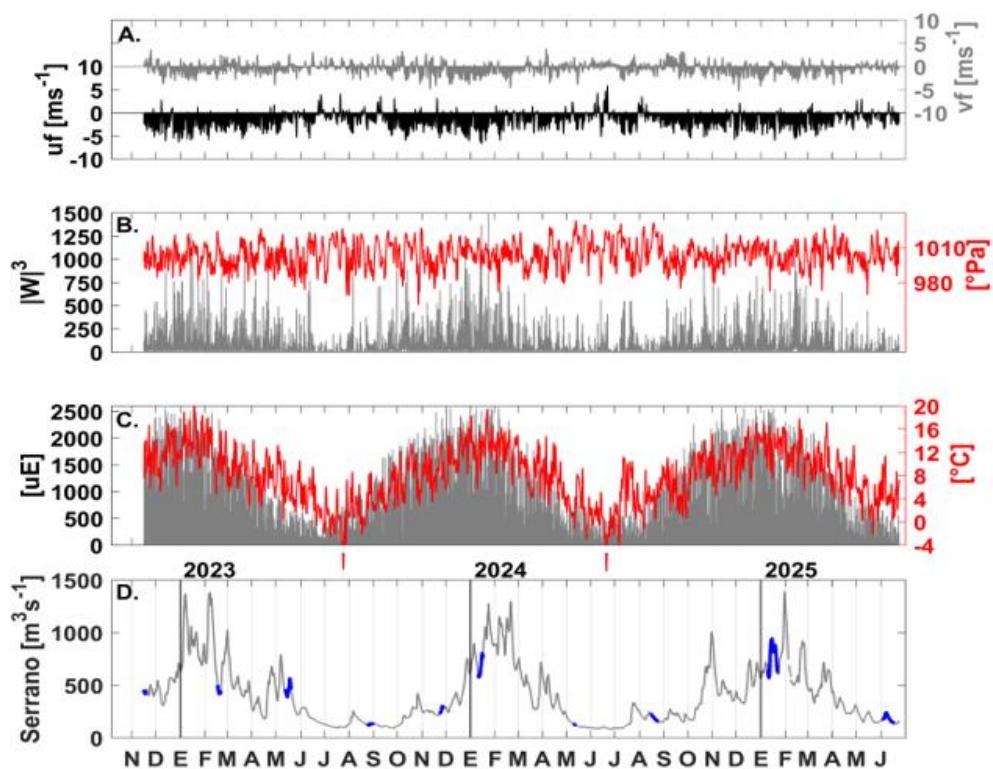
## **4. RESULTADOS**

**4.1 Objetivo 2.2.1:** Ampliar el área de modelación hidrodinámica del golfo Almirante Montt a los canales y fiordos aledaños en la salida oceánica noroccidental, bajo una escala de variabilidad intra-anual.

### **4.1.1 Caracterización atmosférica y oceanográfica**

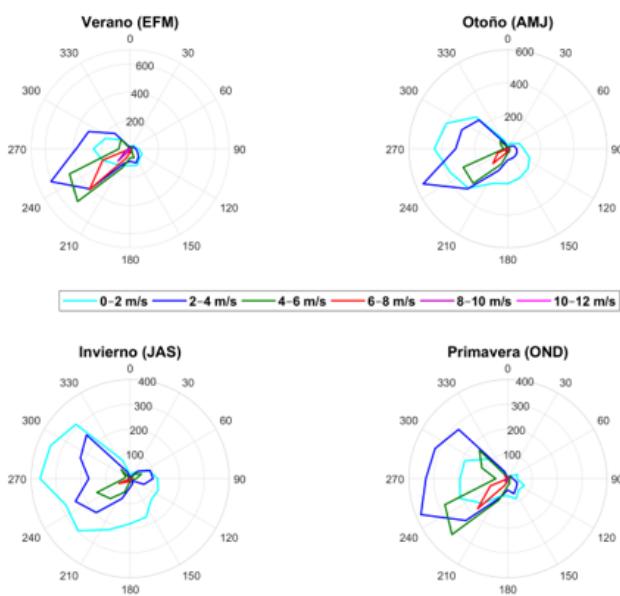
Previo a la presentación de los resultados de modelación para el área de canales y fiordos adyacente a GAM, se exploraron algunas mediciones in situ con el objetivo de caracterizar el área de interés. Teniendo en cuenta que los principales forzantes en esta región estuarina son el viento y el aporte de agua dulce, la **Figura 16** muestra las series temporales de descarga del río Serrano y de las distintas variables atmosféricas registradas por la estación meteorológica frente a Puerto Natales (**Tabla 1**).

En general, la velocidad del viento, la energía mecánica del viento, la radiación solar, la temperatura atmosférica y la descarga de agua dulce proveniente del principal río de la región, presentaron una marcada variabilidad estacional y un régimen anual coherente. Esto es, los valores máximos de viento y descarga ocurren durante la primavera y el verano austral, mientras que en invierno disminuyen notablemente, registrando temperaturas negativas del orden de -10 °C. Si bien, se evidencia una dominancia persistente del viento desde el oeste a lo largo del año, la principal diferencia entre estaciones climáticas radica en la magnitud de la velocidad del viento, la cual es máxima en primavera-verano alcanzando valores de hasta 12 m/s, mientras que en otoño-invierno predominan velocidades entre 0 y 2 m/s (**Figura 17**).

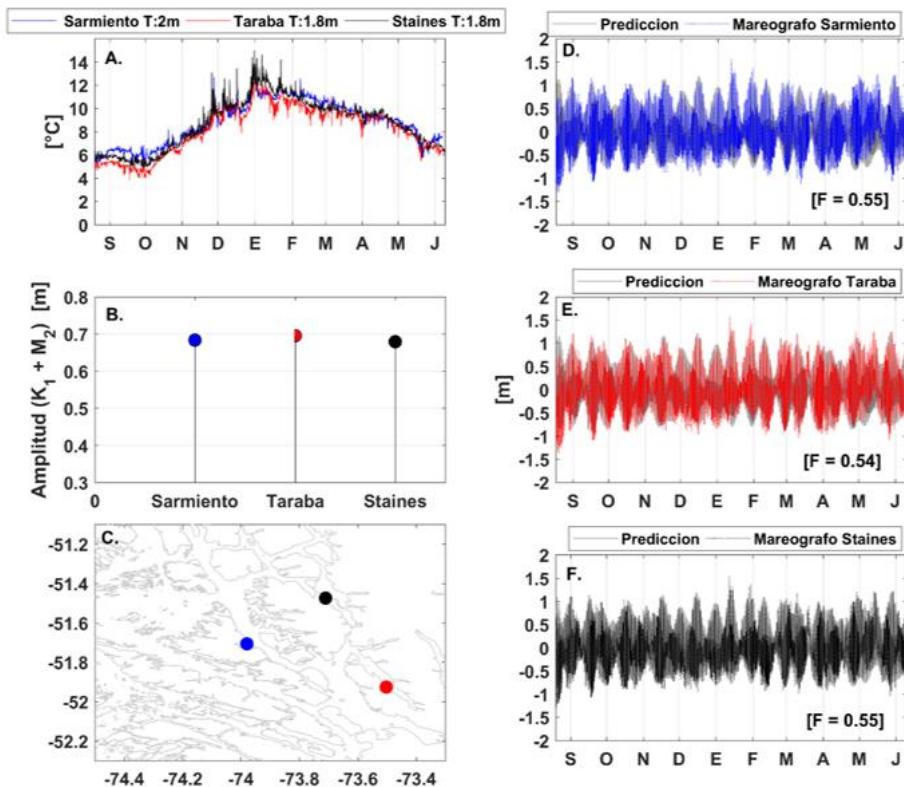


**Figura 16.** Series de tiempo atmosféricas obtenidas de la estación meteorológica frente a Puerto Natales y de descarga de agua del río Serrano obtenida de la DGA. En A) componentes del viento u y v, B) energía mecánica de viento y presión atmosférica, C) radiación solar y temperatura atmosférica, y D) descarga del río serrano (en azul campañas oceanográficas desplegadas por IFOP).

En relación a la onda de marea, ésta ingresa al mar interior del sistema por el estrecho Nelson al canal Sarmiento y se propaga hacia el fiordo Staines. Por canal Sarmiento al sur se propaga a canal Collingwood y hacia el fiordo Taraba, y al sur hacia el canal Unión. La amplitud de los principales constituyentes diurno y semidiurnos suman 0.7 m en cada uno de los tres mareógrafos analizados (**Figura 18**). El régimen de marea es semidiurno mixto con un  $F = 0.55$  en canal Sarmiento,  $F = 0.54$  en fiordo Taraba y  $F = 0.55$  en fiordo Staines. Por tanto, en la zona adyacente a GAM la marea es un forzante relevante, mientras que al ingresar a GAM la marea es fuertemente atenuada por la batimetría que presenta la zona de conexión.

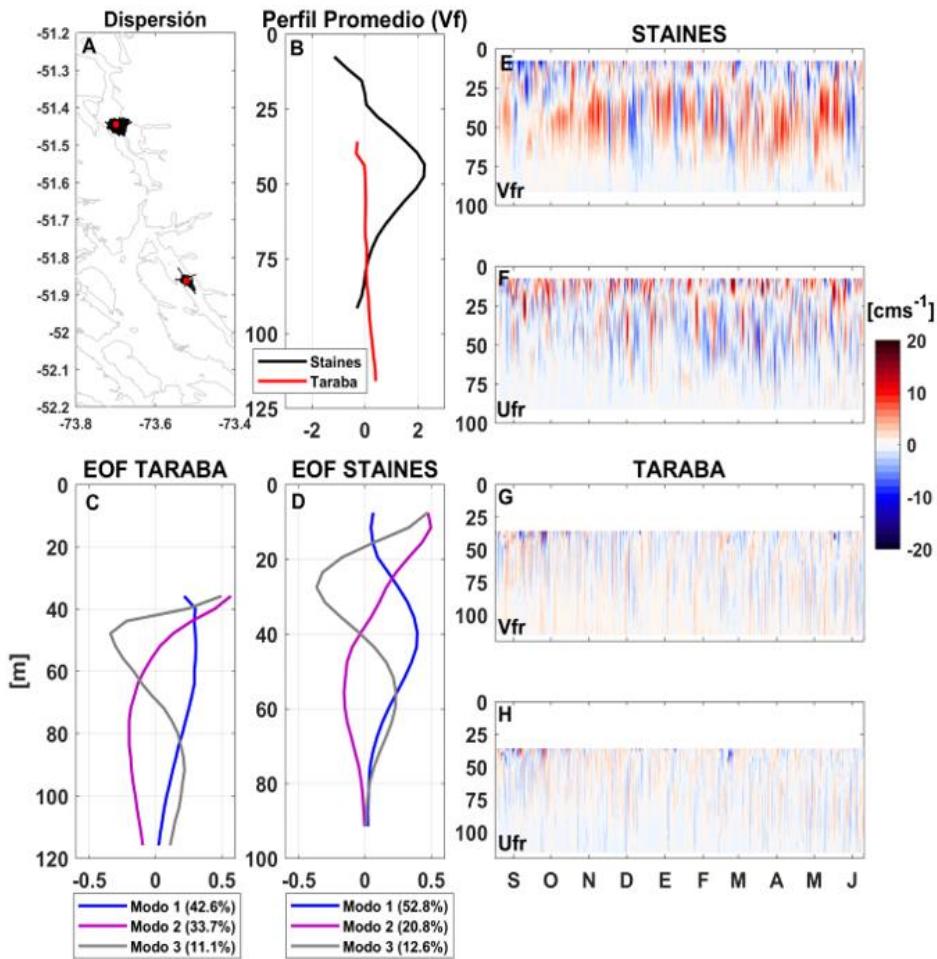


**Figura 17.** Rosa de viento estacional de la estación meteorológica frente a Puerto Natales.



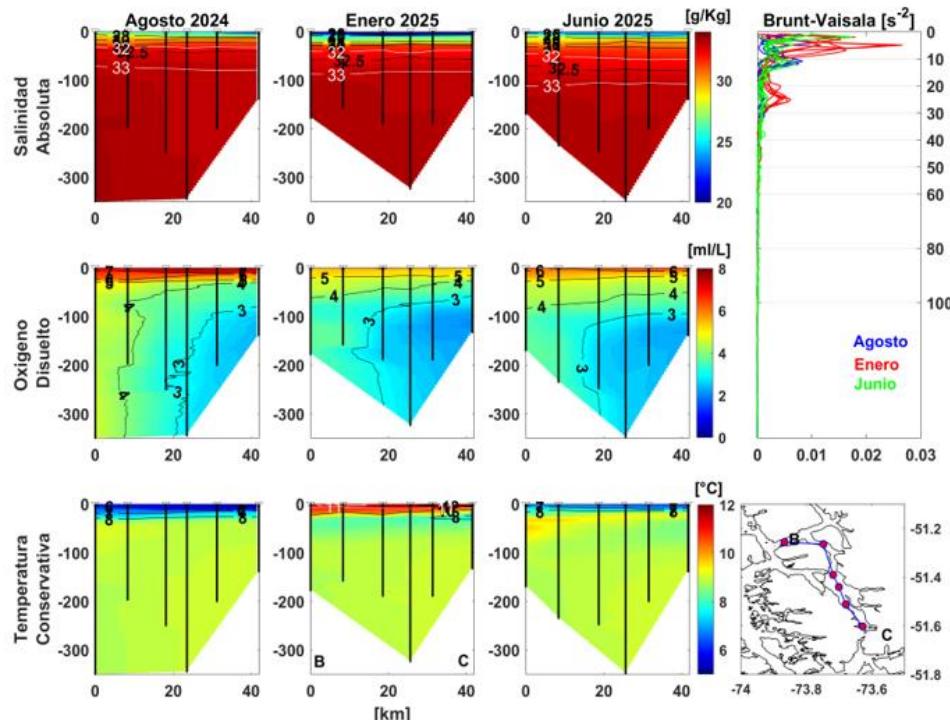
**Figura 18.** Análisis de marea. En A) la temperatura del agua, B) amplitud de la sumatoria de los componentes mareales ( $K_1+M_2$ ), C) posición geográfica de los mareógrafos analizados, D) nivel del mar en canal Sarmiento, E) nivel del mar en fiordo Taraba, y F) nivel del mar en fiordo Staines.

Los ADCP instalados en los fiordos Staines y Taraba mostraron una dispersión de la corriente residual dominada por la corriente a lo largo del fiordo (sentido norte - sur). La estructura vertical analizada mediante EOF muestra: (i) el modo 1 caracterizado por una estructura barotrópica hacia el sur disminuyendo su amplitud con la profundidad, explicando el 42% de la variabilidad total de la corriente en el fiordo Taraba y el 52% en el fiordo Staines; (ii) el modo 2 caracterizado por una estructura baroclínica, en donde la corriente residual explicó el 33% de la variabilidad total en Taraba y el 20% en Staines; y (iii) el modo 3 indicando una estructura de tres capas en ambos fiordos, explicando el 11% y 12% de variabilidad total en Taraba y Staines, respectivamente (**Figura 19**).

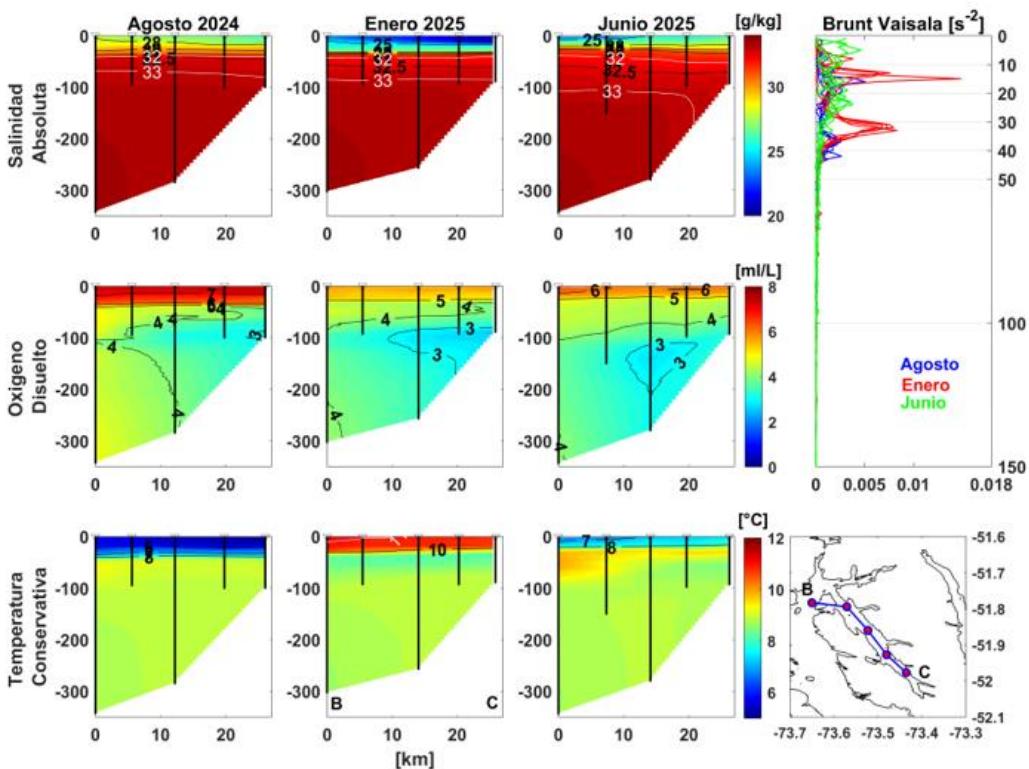


**Figura 19.** Corriente residual del fiordo Taraba y Staines a través de mediciones con ADCP. En A) dispersión de la corriente residual, B) perfil medio de la corriente residual, C) EOF vertical de la corriente residual en fiordo Taraba, D) EOF vertical de la corriente residual en fiordo Staines, E) serie de tiempo corriente residual componente v fiordo Staines, F) serie de tiempo corriente residual componente u fiordo Staines, G) serie de tiempo corriente residual componente v fiordo Taraba, H) serie de tiempo corriente residual componente u fiordo Taraba.

Las características hidrográficas de los fiordos Staines y Taraba se muestran en la **Figura 20** y **Figura 21**, respectivamente. Ambos fiordos presentaron una capa superficial (0-20 m) variable estacionalmente, con salinidades que fluctúan entre 20-30 g/kg en Staines y 25-30 g/kg en Taraba. En ambas zonas la capa superficial fue más salina en invierno (agosto) en comparación con lo observado para verano y otoño, debido a una disminución en la descarga de agua dulce. Verticalmente la salinidad aumenta con la profundidad alcanzando valores máximos de 33.2 g/Kg, con las isohalinas de 32 g/Kg y 33 g/Kg fluctuando en la vertical entre los 50 y 100 m, respectivamente. Por su parte, el oxígeno disuelto alcanza sus máximos valores (~6-8 ml/L) en la capa superficial, mientras que hacia la cabeza de ambos fiordos se registraron los valores más bajos de oxígeno (~3 ml/L) en torno a los 100 m de profundidad. En Staines este bajo contenido de OD se observó a lo largo de todo el año, mientras que, en Taraba este bajo contenido de OD se extendió horizontalmente hacia la boca del fiordo en verano y otoño. Al igual que la salinidad, la temperatura de la columna de agua también mostró una variabilidad estacional. En este sentido, la capa superficial (0-20 m) alcanzó valores de ~6°C en ambos fiordos durante el invierno, registrando valores máximos en verano con 12°C en Staines y 11°C en Taraba. En otoño, la temperatura disminuye nuevamente, registrando 8°C en Staines y 7°C en Taraba. Bajo los 20 m de profundidad, la temperatura mostró un comportamiento casi constante entorno a los ~9°C en ambos fiordos, y se observó la característica inversión térmica de Patagonia. Por último, la columna de agua presentó los mayores niveles de estratificación durante el verano, en comparación con lo observado durante el otoño e invierno. Dichos máximos se registraron marcadamente en los primeros ~10 m en Staines y a los ~15 y ~35 m en Taraba.

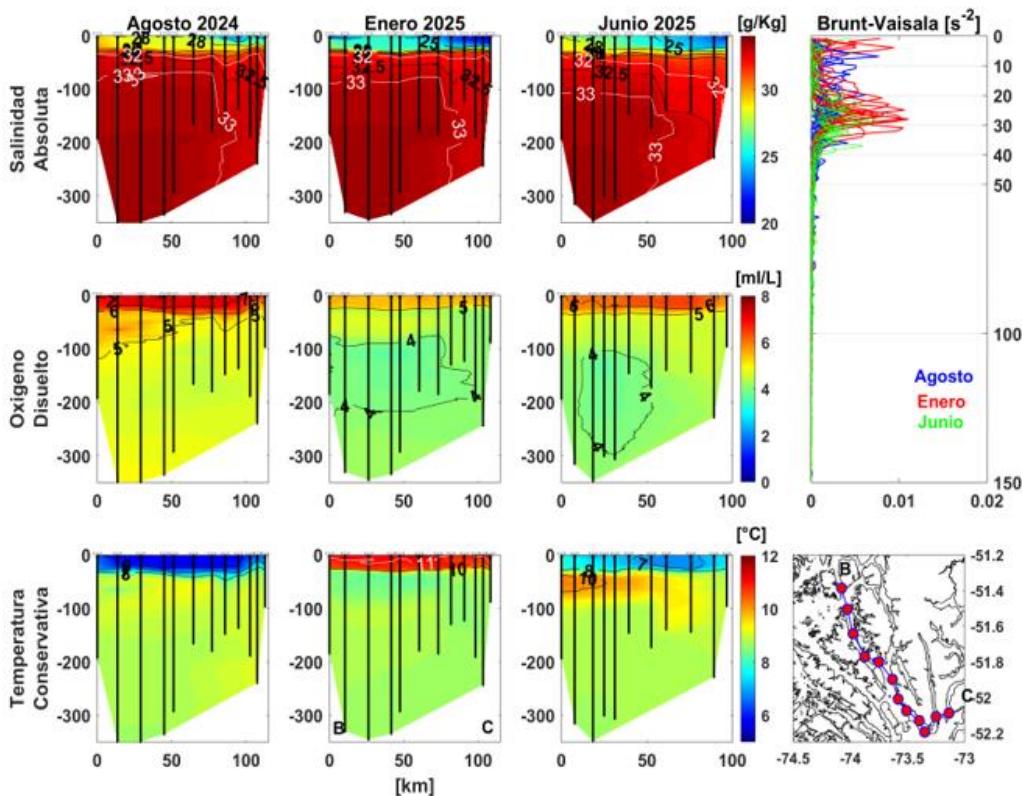


**Figura 20.** Hidrografía estacional del fiordo Staines incluyendo la salinidad absoluta (g/Kg), oxígeno disuelto (ml/L), temperatura conservativa (°C) y perfiles de estratificación Brunt –Vaisala.



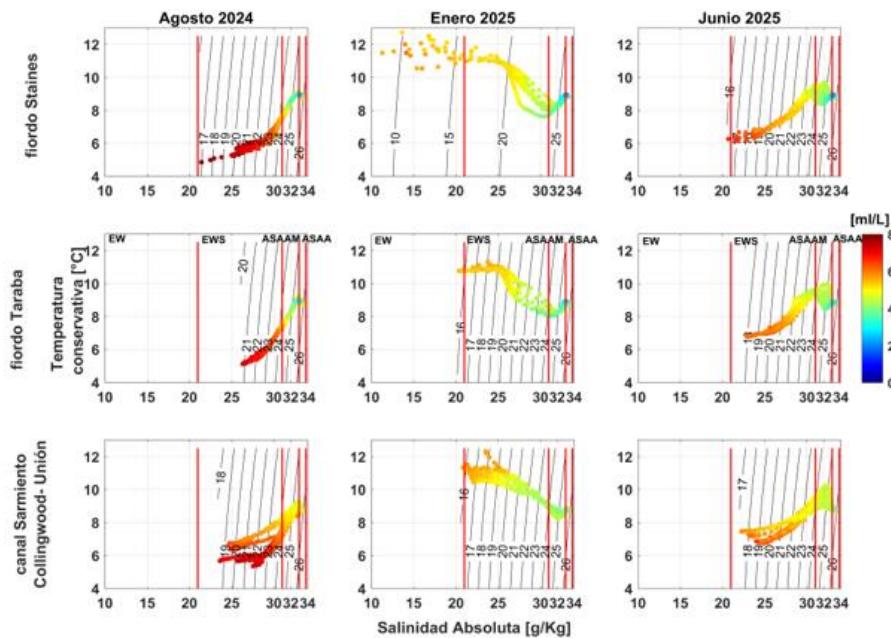
**Figura 21.** Hidrografía estacional del fiordo Taraba incluyendo la salinidad absoluta (g/Kg), oxígeno disuelto (ml/L), temperatura conservativa (°C) y perfiles de estratificación Brunt –Vaisala.

En los canales Sarmiento, Collingwood y Unión, la hidrografía también mostró un comportamiento estacional (**Figura 22**). La capa superficial (0-30 m) presenta valores de salinidad que fluctúan entre 25 - 30 g/kg, de acuerdo con la descarga de agua dulce proveniente de ríos y desde el sur de Unión. Esta capa superficial varía horizontalmente, alcanzando mayores salinidades hacia el norte de Sarmiento y menores salinidades hacia el sur del canal Unión en donde se conecta con GAM. Al igual que en Taraba y Staines, la capa superficial se mostró más salina en invierno (agosto) debido a la disminución en la descarga de agua dulce, y la estructura vertical de la salinidad aumentó con la profundidad, registrando las isohalinas de 32 g/Kg y 33 g/Kg a los 50 y 100 m de profundidad, respectivamente. Por su parte, el OD alcanzó sus máximos valores (6-8 ml/L) en la capa superficial, indicando además un núcleo de agua con bajo contenido de OD (~4 ml/L) que se extendió durante verano y otoño alrededor de los 100 - 200 m de profundidad en el canal Collingwood, en conexión con el fiordo Taraba. La temperatura de la columna de agua para estos canales y en la capa superficial, registró valores máximos en verano (11°C), disminuyendo durante el otoño (7-8°C) hasta llegar a sus mínimos valores en invierno (6°C). En la profundidad, la temperatura se mantuvo relativamente constante entorno a los 9°C, evidenciando la inversión térmica. En esta zona, la máxima estratificación de la columna de agua también se observó durante el verano alrededor de los ~30 m de profundidad.



**Figura 22.** Hidrografía estacional en canal Sarmiento, Collingwood y Unión incluyendo la salinidad absoluta (g/Kg), oxígeno disuelto (ml/L), temperatura conservativa (°C) y perfiles de estratificación Brunt –Vaisala.

Las masas de agua que se identificaron en la zona adyacente a GAM fueron el agua estuarina (EW), agua estuarina salada (EWS), Agua Subantártica modificada (ASAAM) y Agua Subantártica (ASAA; **Figura 23**). En esta zona, se identificó la presencia de masas de agua de origen oceánico, a diferencia de GAM, en donde las restricciones geográficas no permiten el ingreso de la ASAA. Los diagramas T-S para la zona adyacente muestran una fuerte estacionalidad en la columna de agua, con mayores porcentajes de EW durante el verano y altos porcentajes en el contenido de la ASAA en el fiordo Staines a lo largo del año (**Tabla 5**).

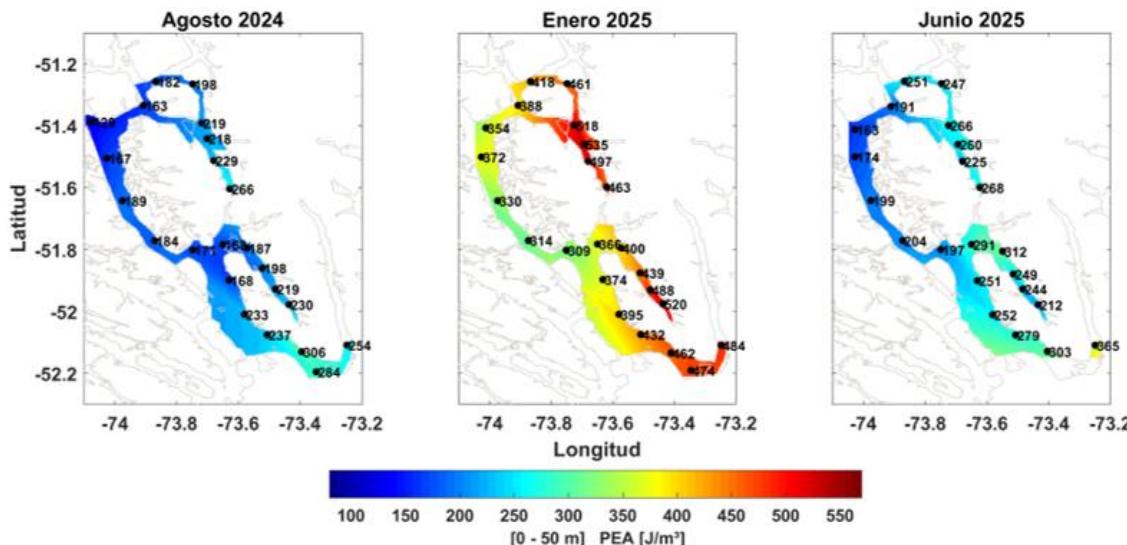


**Figura 23.** Masas de agua presentes en la zona adyacente a GAM mediante análisis de diagramas T-S.

**Tabla 5.** Porcentaje de masas de agua para el fiordo Staines, fiordo Taraba y canal Sarmiento – Unión.

Masa agua (%)	Staines	Taraba	Sarmiento-Unión
<b>Agosto 2024</b>			
EW	0	0	0
EW_S	9.65	19.61	14.09
ASAAM	21.05	19.61	34.94
ASAA	69.30	60.78	50.97
<b>Enero 2025</b>			
EW	2.43	2.28	0.04
EW_S	10.68	18.80	13.94
ASAAM	26.45	29.70	37.85
ASAA	52.20	49.22	48.17
<b>Junio 2025</b>			
EW	0.07	0	0
EW_S	13.97	15.04	17.01
ASAAM	34.13	38.17	40.45
ASAA	51.83	46.78	42.54

En términos de la estratificación y mezcla de la columna de agua, tanto GAM como la zona adyacente noroccidental son sistemas altamente estratificados a lo largo del año (**Figura 24**). En particular, la columna de agua alcanzó su mayor nivel de estratificación durante el verano con valores PEA en el rango entre los 300 - 500 J/m<sup>3</sup>, siendo la cabeza de los fiordos Staines, Taraba y el extremo sur del canal Unión las áreas con mayor estratificación (PEA > 400 J/m<sup>3</sup>). En otoño, la estratificación se caracterizó por una condición intermedia (PEA de 150-300 J/m<sup>3</sup>), mientras que en invierno alcanzó sus mínimos valores (PEA de 100-250 J/m<sup>3</sup>) indicando una potencial mayor tendencia a la mezcla en la columna de agua.



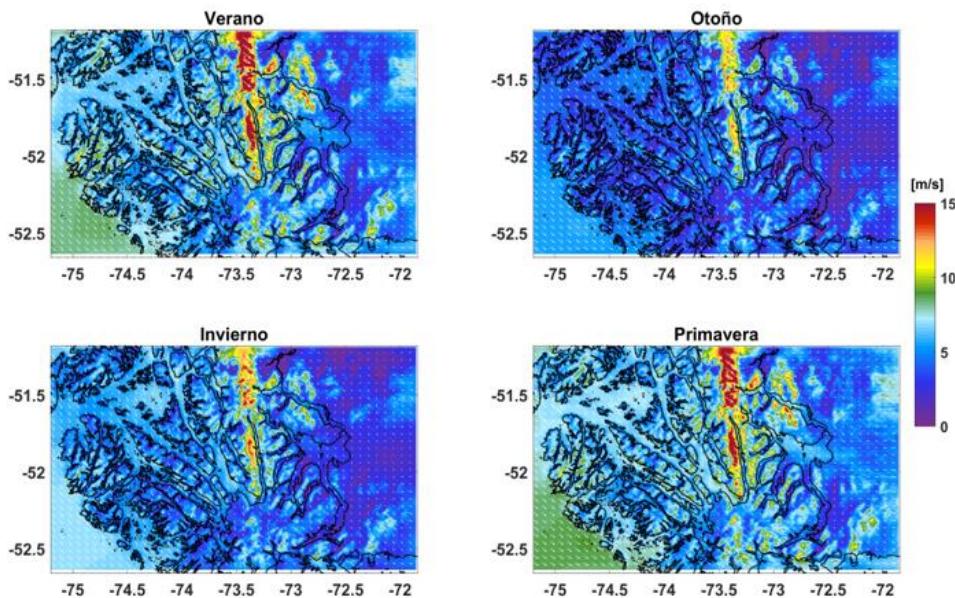
**Figura 24.** Anomalía de energía potencial (PEA) en los primeros 50 m de la columna de agua para el área adyacente a GAM usando datos oceanográficos de las campañas oceanográficas desplegadas en agosto 2024, enero 2025 y junio 2025.

#### 4.1.2 Modelación numérica

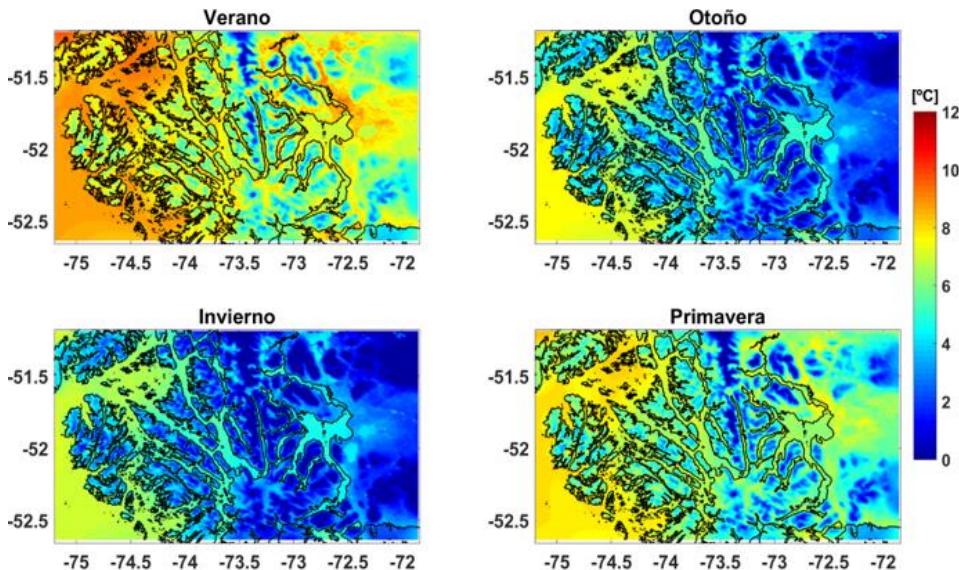
##### 4.1.2.1 Patrones atmosféricos y validación del modelo WRF

La simulación del modelo WRF para la región entre 2016 y 2018 mostró una marcada variabilidad estacional (**Figura 25**) en la magnitud de la velocidad del viento, con una dominancia regional persistente de vientos desde el oeste a lo largo del año. La variabilidad espacial de la velocidad del viento, asociada a diferencias locales dentro de la región, se explica principalmente por la orientación geográfica, la topografía y la exposición de los distintos fiordos y canales. En zonas de topografía empinada, como en áreas glaciares, se desarrolla un núcleo de alta velocidad del viento, alcanzando valores entre 15 y 20 m/s. Asimismo, se evidencian diferencias en la intensidad del viento entre GAM y sus fiordos interiores, en contraste con zonas adyacentes como los canales Unión, Collingwood y Sarmiento. Estos últimos, debido a su orientación y mayor exposición, presentaron mayores velocidades de viento (~8 m/s) en comparación con lo registrado al interior de GAM (<5 m/s). A escala estacional, la mayor intensidad del viento se observó durante los meses de primavera y verano, disminuyendo paulatinamente hacia el otoño, mientras que, en invierno las altas velocidades de viento

se reducen a eventos puntuales. De igual forma, la temperatura atmosférica de la región mostró una marcada estacionalidad (**Figura 26**), con núcleos fríos a lo largo del año referente a la alta montaña. Durante el verano la temperatura alcanzó sus máximos valores entre los ~10-12°C, mientras que en invierno la temperatura registró valores mínimos (~0°C).

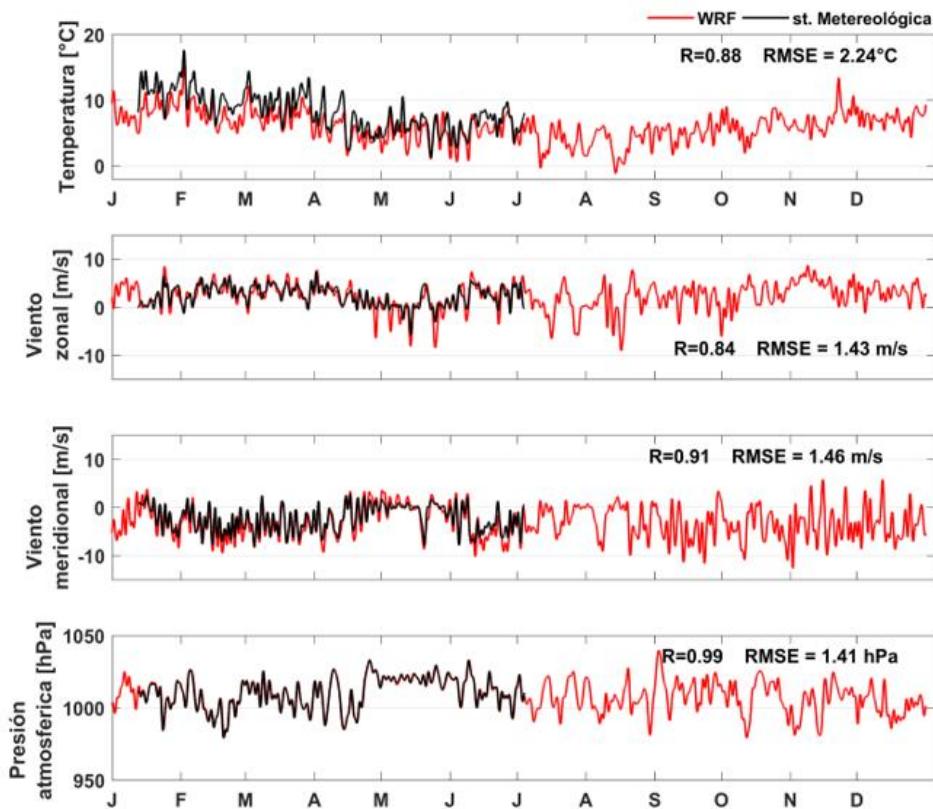


**Figura 25.** Campos de magnitud y dirección del viento estacional en la región modelada por WRF durante el periodo 2016-2018.



**Figura 26.** Temperatura atmosférica estacional en la región modelada por WRF durante el periodo 2016-2018.

Para la validación del modelo WRF se contrastaron los datos simulados frente a observaciones de una estación meteorológica ubicada en los alrededores del canal Unión durante el periodo de verano y otoño del año 2016 (**Figura 27** y **Tabla 1**). La presión atmosférica mostró una correlación de 0.99 y un RMSE de 1.41 hPa, mientras que la temperatura exhibió una correlación de 0.88 y un RMSE de 2.24°C. Al evaluar las componentes del viento, la componente u (este-oeste) mostró una correlación de 0.84 y un RMSE de 1.43 m/s, mientras que la componente v (norte-sur) tuvo una correlación de 0.91 y un RMSE de 1.46 m/s. Estos resultados muestran que el modelo WRF es capaz de simular las condiciones meteorológicas en topografías complejas como el canal Unión, capacidad que brinda confianza en la utilización de WRF como forzante atmosférico del modelo hidrodinámico.



**Figura 27.** Evaluación de la simulación del modelo WRF a partir de mediciones observacionales de una estación meteorológica cerca de canal Unión durante el año 2016. Las variables analizadas incluyen temperatura atmosférica, componente zonal y meridional del viento, y presión atmosférica.

#### 4.1.2.2 Caracterización hidrológica y evaluación del modelo VIC-FLOW

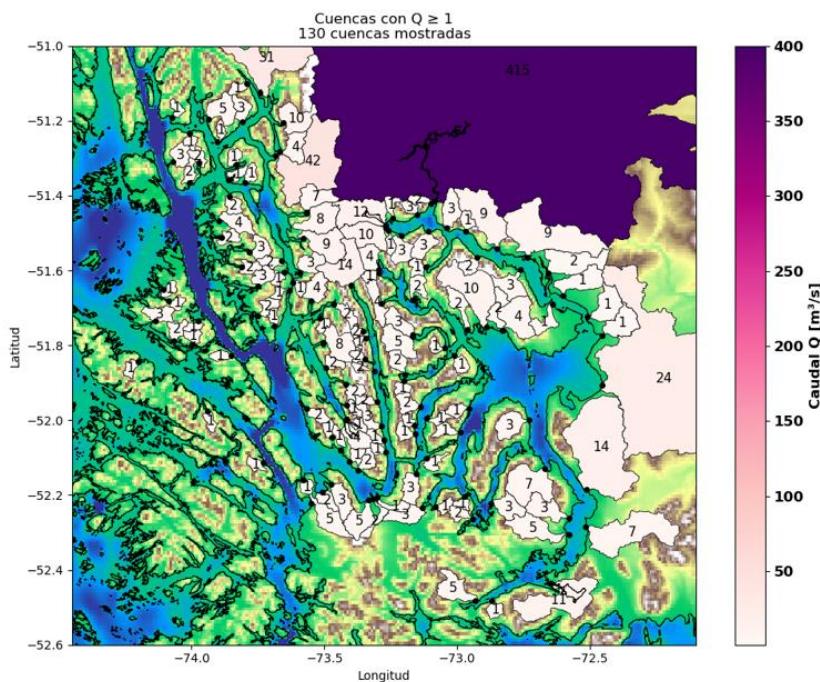
Para forzar el modelo hidrodinámico se identificaron las cuencas que desembocan en GAM y en la zona adyacente a este (canales Unión, Collingwood, Sarmiento y fiordos Taraba y Staines), utilizando el modelo hidrológico VIC mediante el análisis de 130 cuencas con  $Q > 1 \text{ m}^3/\text{s}$  (**Figura 4**). Los resultados del modelo VIC muestran que el sistema recibe un importante aporte fluvial en la zona norte del dominio, destacándose la cuenca del río Serrano con un caudal medio estimado de  $415 \text{ m}^3/\text{s}$  (**Figura 28**). Con un caudal menor le siguen la cuenca que integran el río Hollemburg y la cuenca del



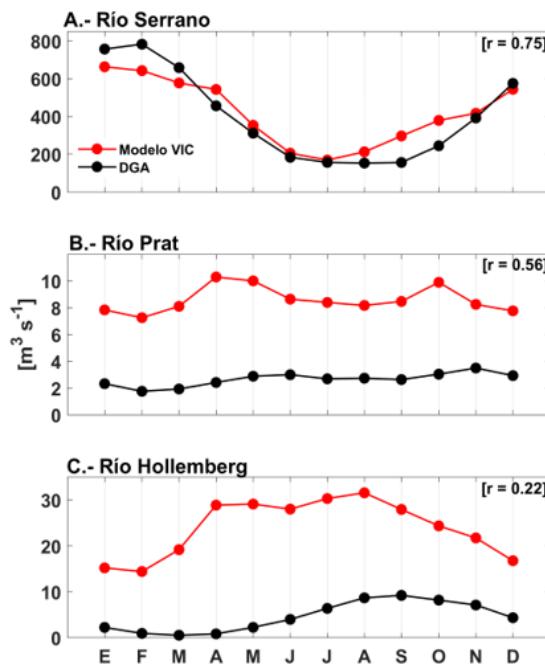
río Prat con un caudal estimado de  $9 \text{ m}^3/\text{s}$ . En los fiordos Taraba y Staines múltiples cuencas entregan un aporte de agua dulce con un Q entre  $1 - 40 \text{ m}^3/\text{s}$ , principalmente de origen glaciar.

Las evaluaciones del modelo hidrológico VIC muestran que las estimaciones se ajustan en su mayoría con los datos observacionales mostrando correlaciones significativas  $> 0.5$ , a excepción del río Hollemburg ( $r = 0.22$ ; **Figura 29**). En este caso el modelo tiende a sobreestimar el caudal observado, posiblemente debido a que por definición la cuenca sintética estimada representa una mayor superficie, abarcando un gran número de otras pequeñas fuentes de agua dulce que en conjunto suman un mayor caudal que el del río Hollemburg por sí solo. De igual forma, es importante destacar la habilidad del modelo en representar la magnitud del río Serrano, entendiendo que éste representa el 55% del caudal total que ingresa a GAM. Para este río, la correlación entre las mediciones y el modelo presenta un valor de 0.75 y un sesgo que no supera los  $7 \text{ m}^3/\text{s}$ . Los caudales medidos por las tres estaciones de monitoreo muestran un marcado ciclo anual, con una estacionalidad que revela máximos en verano y primavera, y mínimos en invierno. Si bien el modelo hidrológico suele sobreestimar la magnitud de los caudales en algunas cuencas pequeñas, la variabilidad del ciclo anual está bien representada. Los caudales presentan una tendencia positiva de  $2.32 \text{ m}^3/\text{s}$  por año, con una confianza del 95% en base a la prueba de Mann-Kendall. Esta tendencia se relaciona con el aumento de las temperaturas y al hecho de ser ríos de fuente glaciar en su mayoría.

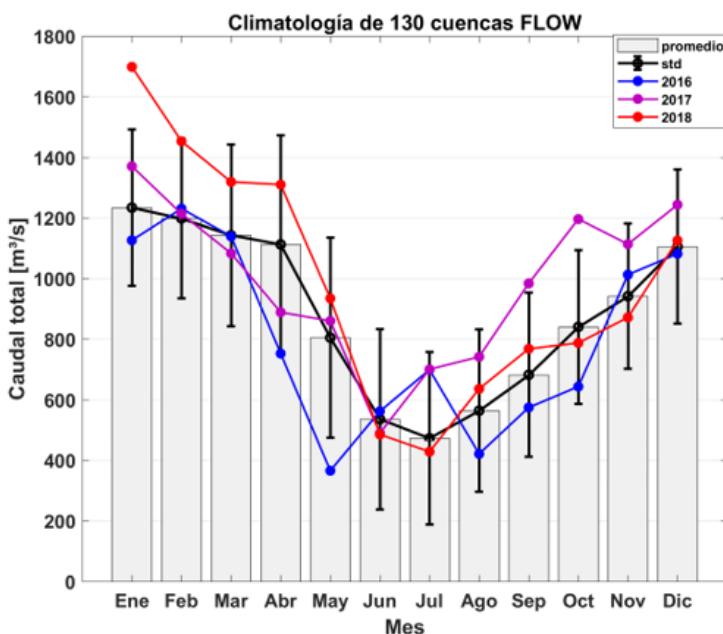
Por último, la variabilidad estacional e interanual de los aportes de agua dulce en el sistema se observa en la **Figura 30**. Al considerar todas las cuencas que contribuyen con agua dulce al sistema se estima un caudal medio de  $886 \text{ m}^3/\text{s}$  donde aproximadamente el 55% corresponde al río Serrano. Este patrón estacional está vinculado a las variaciones de precipitación y temperatura, variables utilizadas directamente para la simulación de los flujos. Las mayores descargas de ríos son en los meses de primavera-verano, mientras que las mínimas descargas corresponden a los meses de invierno. Este tipo de régimen anual vincula a los ríos con su origen glaciar.



**Figura 28.** Caudal medio de las 130 principales cuencas que desembocan en GAM, canales adyacentes y fiordos Staines y Taraba.



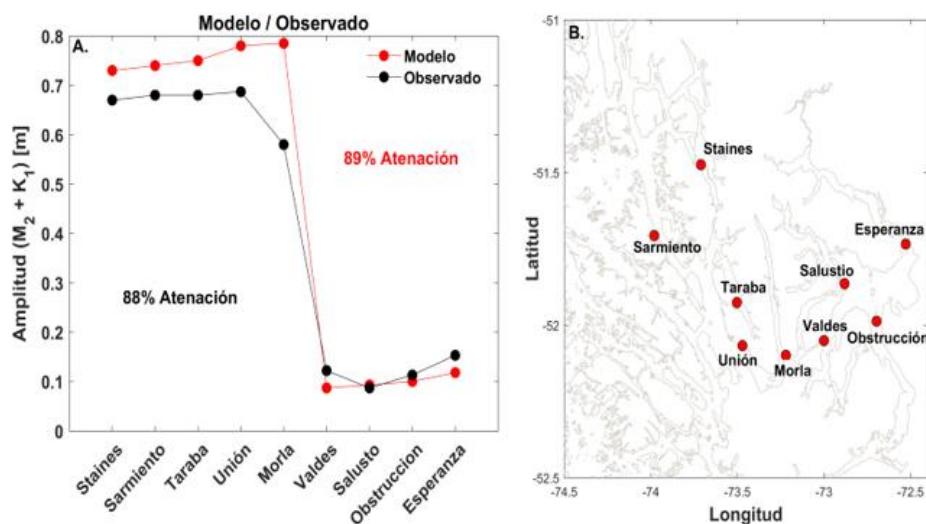
**Figura 29.** Validación de los principales caudales del modelo VIC-Flow a partir de los datos observaciones obtenidos de las estaciones medidas por la DGA. En A) río Serrano, B) río Prat, y C) río Hollemburg.



**Figura 30.** Climatología del caudal total de las 130 cuencas del modelo VIC-FLOW, destacando en colores los años 2016, 2017 y 2018 correspondientes al modelo hidrodinámico.

#### 4.1.2.3 Evaluación de las condiciones de marea del modelo hidrodinámico para el Golfo Almirante Montt y la zona adyacente noroccidental

Con el propósito de evaluar la habilidad del modelo hidrodinámico en replicar las condiciones de marea, se realizó una comparación entre la amplitud de la marea generada por el modelo y los datos obtenidos mediante mediciones con mareógrafos in situ (**Tabla 2**), haciendo una comparación entre los principales constituyentes diurnos y semidiurnos del sistema (M2 + K1; **Figura 31**). Los resultados indican que la onda de marea ingresa desde el océano costero por el estrecho Nelson al fiordo Staines y de oeste a este a través del canal Sarmiento, canal Collingwood a fiordo Taraba y canal Unión. En este sistema, se registró la amplitud de marea más elevada con ~0.7 m, disminuyendo en el Paso Morla Vicuña mostrando un valor de ~0.6 m. Posteriormente, después de las constricciones en Santa María y Kirke, la onda de marea ingresa a GAM con una amplitud notablemente reducida, menor a 0.1 m (como se observa en isla Salustio y canal Valdés). Esta representación evidencia una atenuación de la onda de marea del 88%, e indica que el modelo logra reproducir esta característica con gran precisión al mostrar un valor de atenuación similar (89%; **Figura 31**).



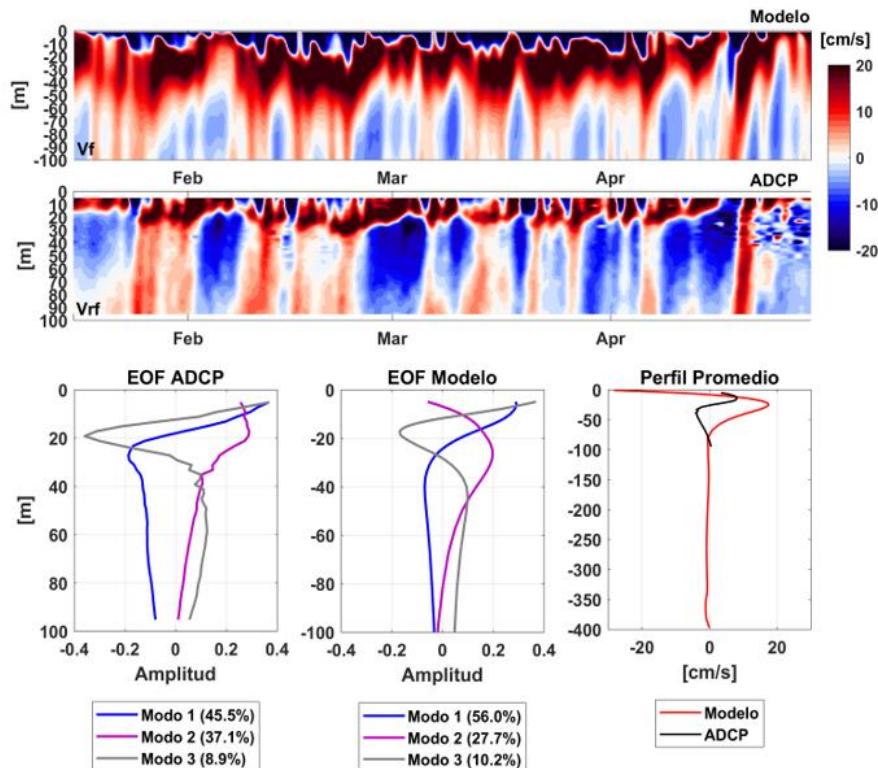
**Figura 31.** Evaluación de la amplitud de marea de los principales constituyentesmareales (M<sub>2</sub> + K<sub>1</sub>). En A) se muestra la comparación de amplitud entre el modelo (rojo) y lo observado (negro), y en B) la ubicación geográfica de los mareógrafos utilizados.

#### 4.1.2.4 Evaluación de la corriente obtenida por el modelo hidrodinámico en la zona adyacente al Golfo Almirante Montt

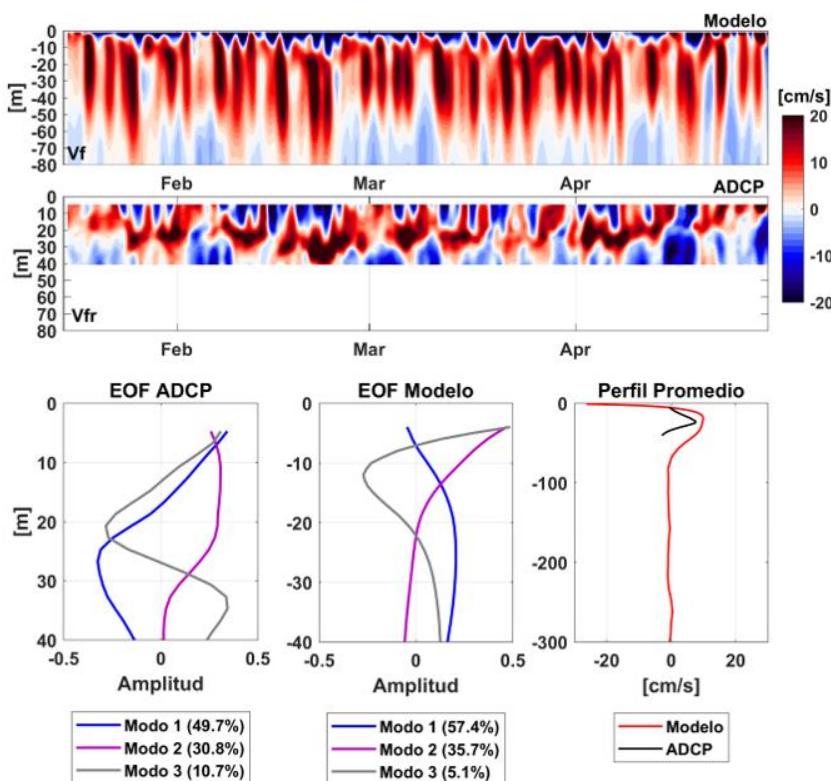
La evaluación de la corriente obtenida del modelo hidrodinámico se realizó en el canal Sarmiento y canal Collingwood durante enero y abril del año 2016, en base a un análisis EOF de la corriente residual. Los resultados muestran que el modelo replica adecuadamente la variabilidad de la corriente en el canal Sarmiento, evidenciando el flujo de ésta que sale del canal de manera persistente (color rojo) a lo largo del periodo evaluado (**Figura 32**). Los tres principales modos verticales de la corriente concentran sobre el 90% de la variabilidad total de la corriente residual en el modelo y en los datos ADCP. El primer modo mostró una estructura baroclínica hacia el norte en los primeros 20 m, y hacia el sur a medida que su amplitud disminuye con la profundidad. En comparación, el modo 1 del modelo explicó el 56% de la variabilidad total de la corriente, similar al 45.5% de variabilidad explicado por este modo respecto a los datos de ADCP. En contraste, el segundo modo de la corriente residual explicó el 27.7% de la variabilidad total de la corriente en el modelo y un 37.1% en los datos observacionales. Por último, el tercer modo indicó una estructura de 3 capas tanto en el modelo como en el ADCP explicando un 10.2% y 8.9% de variabilidad total, respectivamente. Estas estructuras de tres capas son características de sistemas estuarinos donde el viento es un forzante relevante.

De igual forma, el modelo replica la variabilidad de la corriente en el canal Collingwood, concentrando el 90% de la variabilidad total de la corriente residual en los primeros tres modos verticales (**Figura 33**). En términos de estructura, y al igual que para el canal Sarmiento, el modo 1 mostró una estructura baroclínica, el modo 2 una estructura barotrópica y el modo 3 un comportamiento típico estuarino de tres capas. Comparativamente los valores de variabilidad explicada corresponden a un 57% en el modelo versus un 49% según datos ADCP para el modo 1, un 35% en el modelo versus un 30% por datos ADCP para el modo 2, y un 5% del modelo frente a un 10% según datos ADCP para el modo 3.

Cabe resaltar, que en ambos lugares (canal Sarmiento y Collingwood) se observó una corriente gravitacional dominante en dirección hacia el norte (en rojo), mientras que, en la capa superficial el viento ejerció un forzamiento en dirección hacia el sur (en azul) de manera persistente.



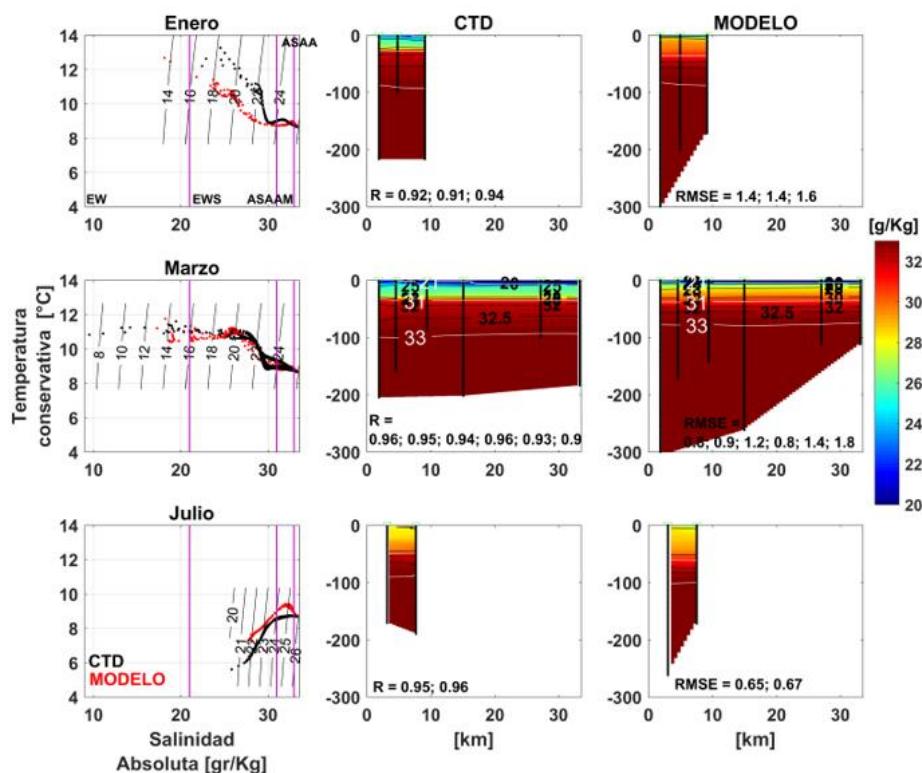
**Figura 32.** Evaluación de la corriente residual en canal Sarmiento. En el panel superior se muestra la corriente residual del Modelo y en el panel intermedio la corriente residual obtenida de datos ADCP. Adicionalmente, se presenta el análisis EOF para los datos ADCP, modelo y perfil medio comparativo entre ADCP-modelo.



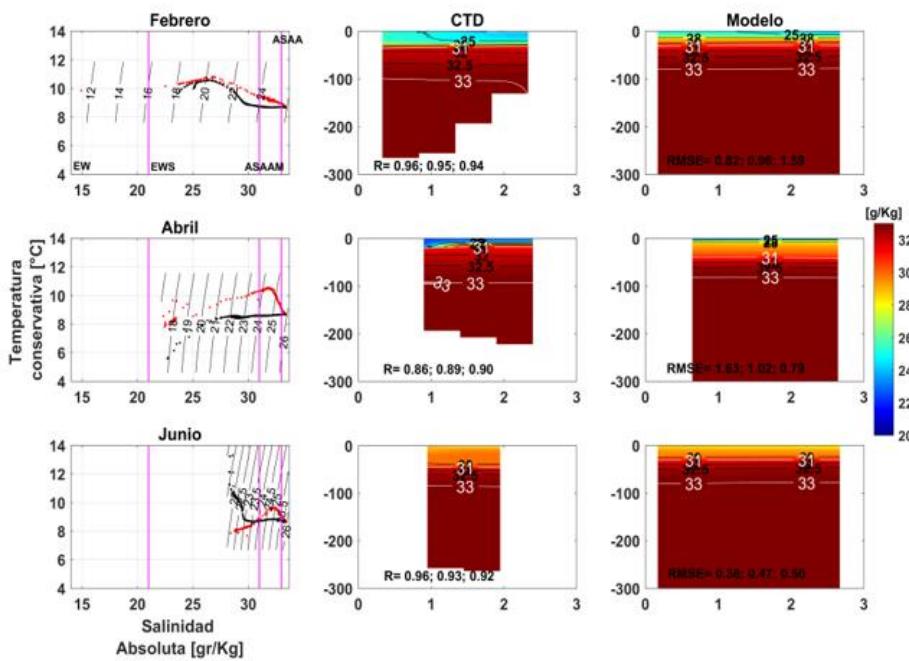
**Figura 33.** Evaluación de la corriente residual en canal Collingwood. En el panel superior se muestra la corriente residual del Modelo y en el panel intermedio la corriente residual obtenida de datos ADCP. Adicionalmente, se presenta el análisis EOF para datos ADCP, modelo y perfil medio comparativo entre ADCP-modelo.

#### 4.1.2.5 Evaluación hidrográfica del modelo hidrodinámico

El desempeño del modelo para reproducir la estructura vertical, variabilidad espacial y temporal de la salinidad es fundamental en un sistema estuarino. En este sentido, se realizó una comparación entre datos CTD y del modelo en una transecta a lo largo del fiordo Taraba y canal Sarmiento durante el año 2016 (**Figura 34** y **Figura 35**, respectivamente). El modelo logra replicar adecuadamente la estructura vertical de la salinidad en la columna de agua para ambas zonas, posicionando la haloclina de 31g/Kg entre los 40-50 m de profundidad y la haloclina de 33 g/Kg entorno a los 100 m. En términos comparativos, las métricas estadísticas entre los valores modelados y obtenidos por mediciones de CTD, mostraron valores de correlación  $R>0.90$  y RMSE de 0.6 - 1.8 g/Kg en el fiordo Staines, y  $R>0.86$  y RMSE de 0.38 - 1.6 g/Kg en canal Sarmiento. En términos temporales, el modelo también logra capturar la estacionalidad en ambas áreas, evidenciando una mayor presencia de agua estuarina en superficie durante verano y otoño, en contraste con un mayor porcentaje de agua estuarina salada en los meses de invierno. Tanto en el fiordo Staines como en el canal Sarmiento, ambos tipos de productos (modelo y observaciones) mostraron la presencia de masas de agua estuarina, estuarina salada, agua Subantártica modificada y agua Subantártica.



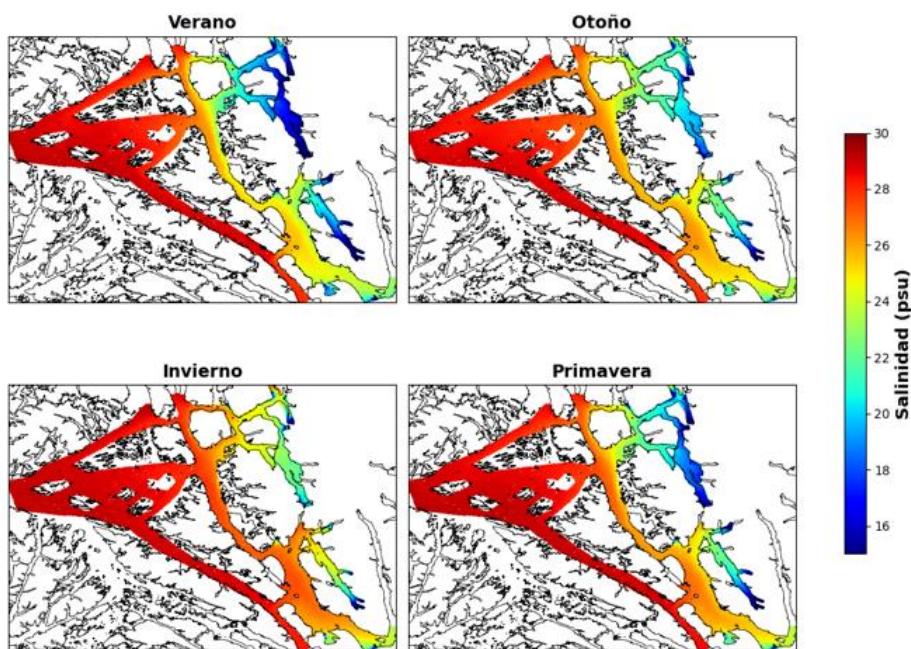
**Figura 34.** Validación hidrográfica del fiordo Taraba. La información contrastada incluye análisis de masas de agua mediante diagramas T-S, y secciones verticales de salinidad durante 2016. Para esta comparación se usaron métricas estadísticas de correlación (R) y error medio cuadrático (RMSE).



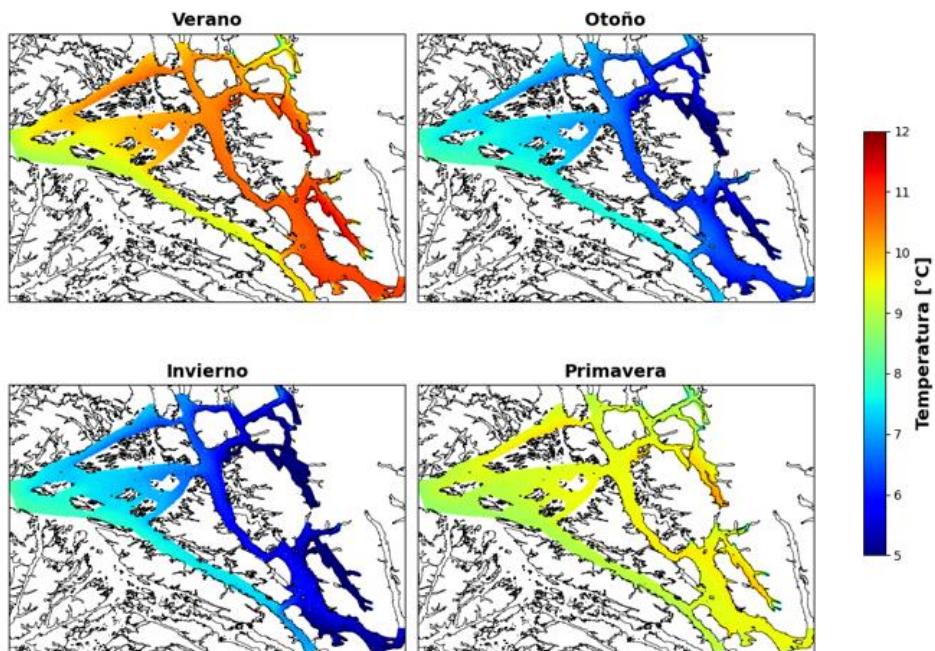
**Figura 35.** Validación hidrográfica en canal Sarmiento transversal. Incluye análisis de masas de agua mediante diagramas T-S, y secciones verticales de salinidad durante 2016. Para esta comparación se usaron métricas estadísticas de correlación (R) y error medio cuadrático (RMSE).

#### 4.1.2.6 Caracterización de la temperatura, salinidad y circulación marina en la zona adyacente al Golfo Almirante Montt a partir de los datos del modelo hidrodinámico

Al igual que en GAM (Soto-Riquelme et al., 2024), el área noroccidental adyacente mostró una marcada variabilidad estacional en la salinidad y temperatura superficial (**Figura 36** y **Figura 37**). Durante el verano, el sistema presenta bajas salinidades superficiales (15–22) especialmente en los fiordos Taraba y Staines, zonas que reciben los mayores aportes de agua dulce fuera de GAM. En contraste, los canales Sarmiento, Collingwood y Unión presentan mayores salinidades (23–26), al actuar como conectores entre el océano abierto y la zona de fiordos interiores (Staines y Taraba), y GAM. En términos de la temperatura superficial, se registraron los máximos valores (8–12°C) en verano, con un núcleo cálido que se extiende desde la boca de los canales adyacentes hacia el interior de los fiordos. En otoño, se observa un enfriamiento progresivo de la superficie y un aumento gradual de la salinidad, tendencia que se intensifica durante el invierno, cuando se registran los valores más bajos de temperatura superficial (5–7°C) y los más altos de salinidad (>28) en toda el área. Esta transición estacional se relaciona con la disminución de la escorrentía superficial, por las descargas de los ríos de origen glaciar, las cuales disminuyen considerablemente durante el invierno al depender directamente de la temperatura atmosférica. Por último, la salinidad comienza a disminuir nuevamente en las zonas interiores durante la primavera, en conjunto con un incipiente aumento de la temperatura, anticipando la estratificación superficial que se consolida en verano.



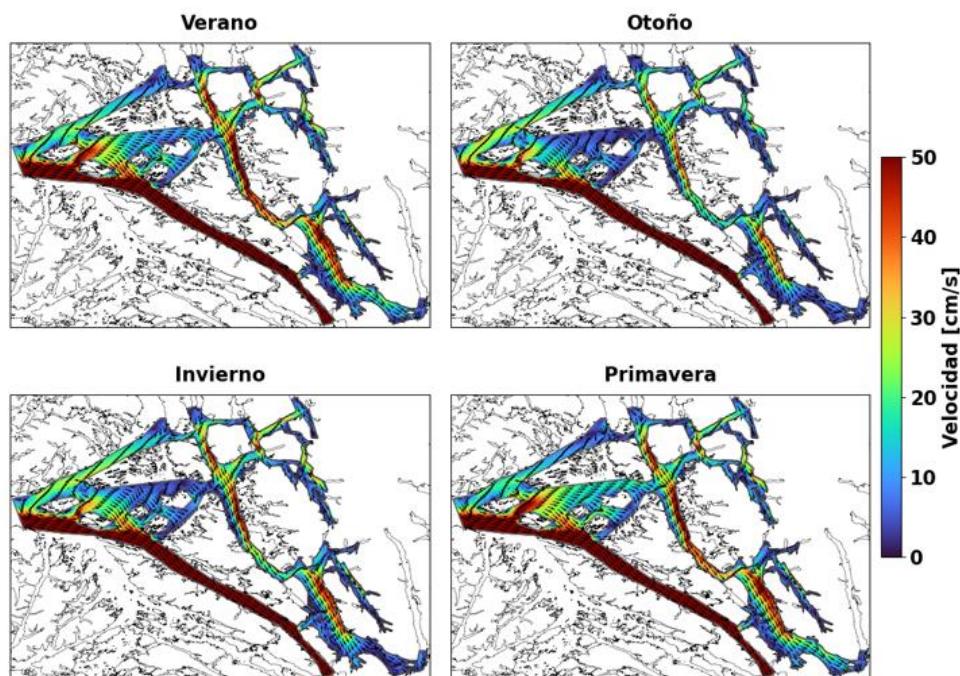
**Figura 36.** Variabilidad estacional de la salinidad superficial modelada entre los años 2016-2018.



**Figura 37.** Variabilidad estacional de la temperatura superficial modelada entre los años 2016-2018.

En términos de la corriente superficial en los canales adyacentes a GAM, está se encuentra fuertemente modulada por el esfuerzo del viento superficial dominante en la región, siendo este efecto

intensificado por la orientación de los canales Sarmiento, Collingwood y Unión. Como resultado, estos canales y fiordos presentaron una corriente superficial que en promedio anual se dirige hacia el sur, y hacia la cabeza de los fiordos Staines y Taraba, respectivamente (**Figura 38**). Específicamente en los canales, la corriente superficial alcanzó sus mayores velocidades superando los 30 cm/s a lo largo del año. Adicionalmente, la estacionalidad de esta corriente superficial es una característica distintiva del área, registrando velocidades máximas durante los meses de primavera-verano, coincidiendo con los períodos de mayor esfuerzo del viento. Finalmente, esta área al igual que GAM, es una zona principalmente estuarina en donde la corriente se considera típicamente impulsada por gradientes horizontales de densidad, conocida como circulación gravitacional, pero que puede ser modificada y/o profundizada por otros forzantes tales como el viento en este caso.



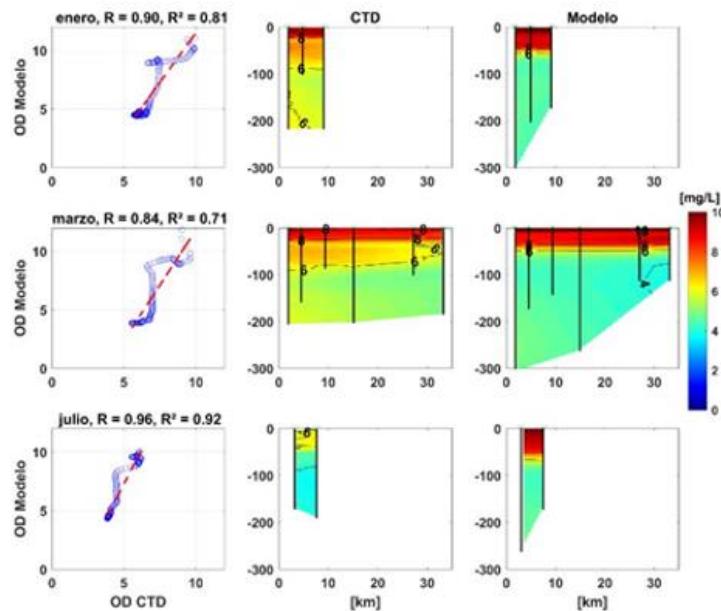
**Figura 38.** Variabilidad estacional de la dirección y velocidad de la corriente superficial (0-20 m) modelada entre los años 2016-2018.

**4.2 Objetivo 2.2.2:** Calcular el intercambio de agua y la dinámica del oxígeno disuelto a una escala intra-anual en el golfo Almirante Montt y los canales y fiordos aledaños en la salida oceánica noroccidental.

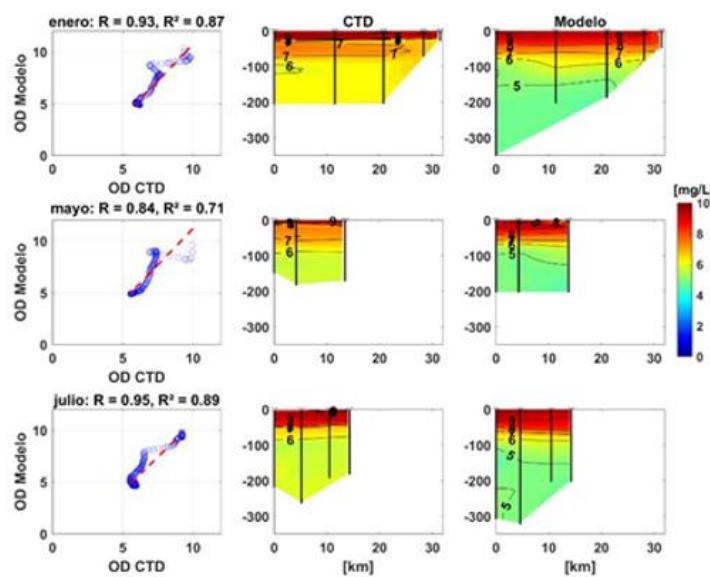
#### 4.2.1 Evaluación de modelo de Oxígeno Disuelto

Las **Figuras 39, 40 y 41** comparan los valores simulados de oxígeno disuelto (OD) con perfiles CTD en el fiordo Taraba, canal Collingwood y fiordo Staines. Cada figura presenta, para tres meses representativos (verano, otoño e invierno), un diagrama de dispersión modelo vs. observación (panel izquierdo) y las secciones longitudinales correspondientes del CTD y del modelo (paneles central y derecho). En el fiordo Taraba y canal Collingwood, el modelo reproduce adecuadamente el rango

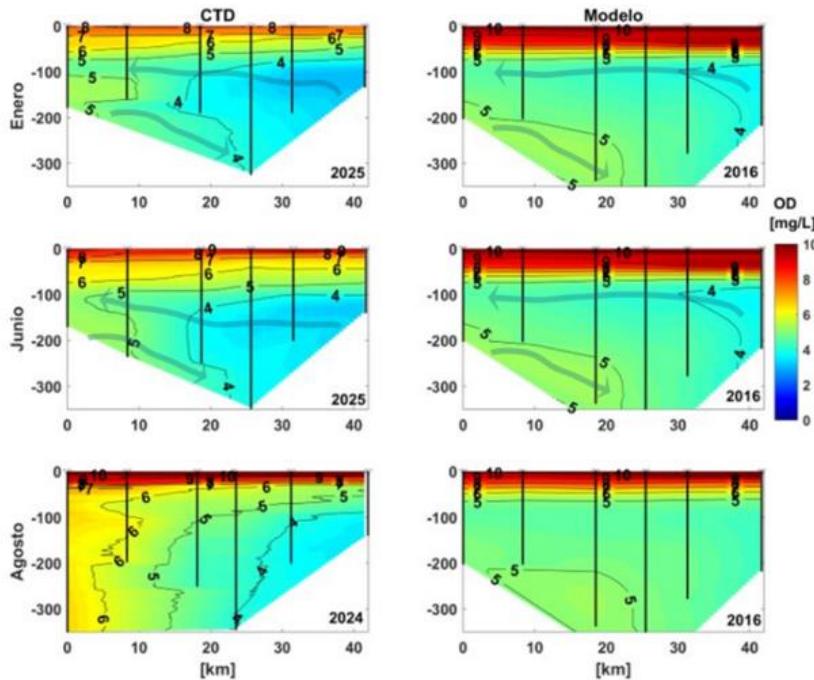
observado de OD (4–10 mg/L), con coeficientes de correlación que varían entre 0.84-0.96 en Taraba (**Figura 39**) y entre 0.84-0.95 en Collingwood (**Figura 40**). En Staines no se disponen de perfiles CTD para el año 2016, por lo cual se utilizaron registros de los años 2024–2025 como referencia cualitativa (**Figura 41**). Aun con esta limitación temporal, el modelo correspondiente a 2016 logra reproducir la estratificación típica del lugar, caracterizándose por una sobresaturación superficial (> 9 mg/L) y valores intermedios entre 4-6 mg/L por debajo de la termoclina invernal. La comparación sugiere que el modelo ofrece una representación confiable para Staines, aunque la utilización de observaciones sincrónicas permitiría una validación más robusta.



**Figura 39.** Validación de oxígeno disuelto en el fiordo Taraba (2016). En los paneles de la izquierda se muestra la dispersión de los valores de OD del modelo vs mediciones de CTD para enero, marzo y julio, incluyendo los valores estadísticos R y  $R^2$ . Los paneles central-derecha presentan secciones longitudinales de OD medido (CTD) y simulado en los mismos meses.



**Figura 40.** Validación de oxígeno disuelto en canal Collingwood (2016). En los paneles de la izquierda se muestra la dispersión de los valores de OD del modelo vs mediciones de CTD para enero, marzo y julio, incluyendo los valores estadísticos  $R$  y  $R^2$ . Los paneles central-derecha presentan secciones longitudinales de OD medido (CTD) y simulado en los mismos meses.



**Figura 41.** Validación cualitativa de OD en el fiordo Staines. Los paneles comparan los promedios mensuales simulados de 2016 con perfiles verticales de CTD obtenidos durante enero, junio y agosto en las campañas oceanográficas de 2024 y 2025.

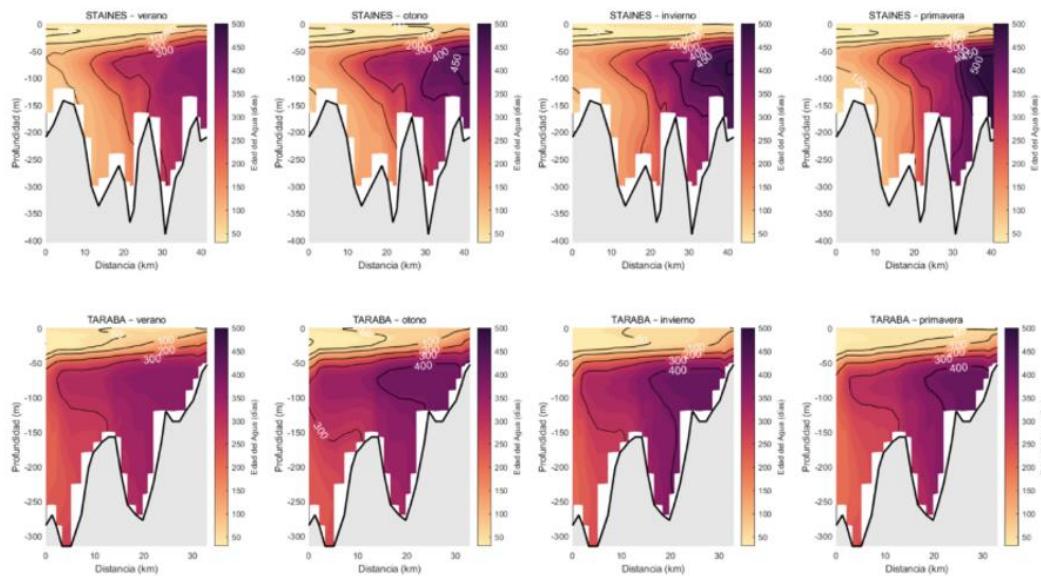
#### 4.2.2 Edad del agua y Oxígeno Disuelto

La edad del agua (EA) y el contenido de OD permiten caracterizar de forma complementaria los procesos de renovación física y consumo biogeoquímico. En ambos fiordos (Taraba y Staines), las simulaciones revelaron una estructura vertical bien definida, donde la capa superficial se renueva rápidamente, mientras que las capas profundas mantienen masas de agua de mayor edad.

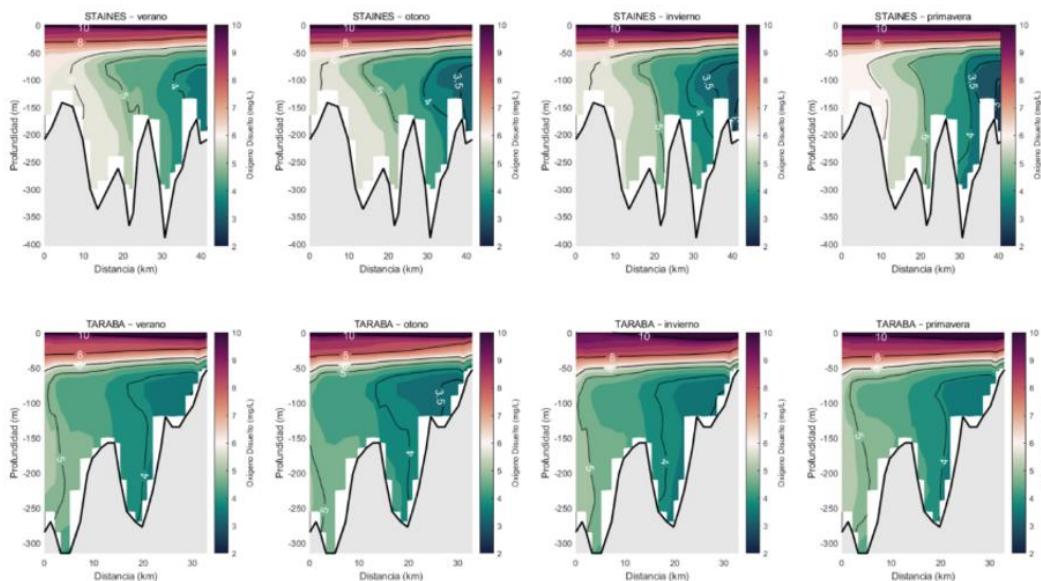
Las secciones longitudinales de EA promediadas estacionalmente (**Figura 42**) mostraron valores mínimos (< 60 días) en la capa superior, coherentes con el ingreso de aguas nuevas impulsadas por forzantes atmosféricos y fluviales. A mayor profundidad, la EA aumenta progresivamente hasta alcanzar 300–500 días bajo los 100 m, indicando un marcado aislamiento vertical. En Staines se observó un núcleo de agua antigua más extenso y persistente (~ 450–500 días), lo que refleja su mayor longitud y menor área de salida respecto a Taraba. Este patrón de renovación se mostró de forma clara en la distribución del OD simulada (**Figura 43**). Las concentraciones superficiales fueron altas (> 9 mg/L) asociadas a procesos de producción primaria, ventilación atmosférica y aporte fluvial bien oxigenado. En la capa intermedia (~50–150 m), el OD disminuyó a valores entre 3 y 5 mg/L, lo que sugiere zonas de alta residencia donde predominan procesos de consumo como la remineralización. A mayores profundidades, el OD se recuperó parcialmente (~ 6–7 mg/L), coherente con la intrusión densa y renovación de aguas profunda.

La relación entre estos dos campos se representa mediante diagramas de dispersión OD vs. EA (**Figura 44**), los cuales mostraron una correlación negativa significativa en ambos fiordos ( $p < 0.001$ ). Esta relación cuantitativa respalda la hipótesis de que la renovación física actúa como forzante dominante del balance de OD en estos sistemas.

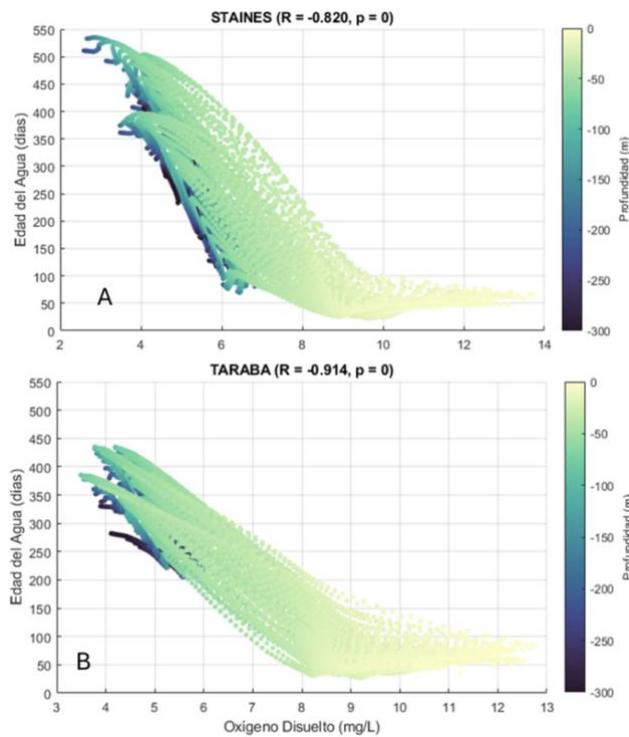
Finalmente, los mapas de EA integrada verticalmente (**Figura 45** y **Figura 46**) mostraron valores bajos (< 60 días) en las bocas y canales exteriores, mientras que las cabeceras concentraron edades superiores a 250 días durante todo el año. En Staines, el confinamiento alcanzó máximos estacionales cercanos a 450 días en otoño e invierno, mientras que en Taraba rara vez superaron los 350 días. Este patrón confirma una tendencia sostenida en sistemas estuarinos estratificados, en donde las cabeceras de los fiordos son sistemáticamente las regiones de menor renovación y, en consecuencia, las más vulnerables a la disminución de OD. Esta configuración espacial tiene implicancias ecológicas y operativas importantes, ya que permite identificar zonas críticas donde los procesos de acumulación y agotamiento pueden ser más intensos.



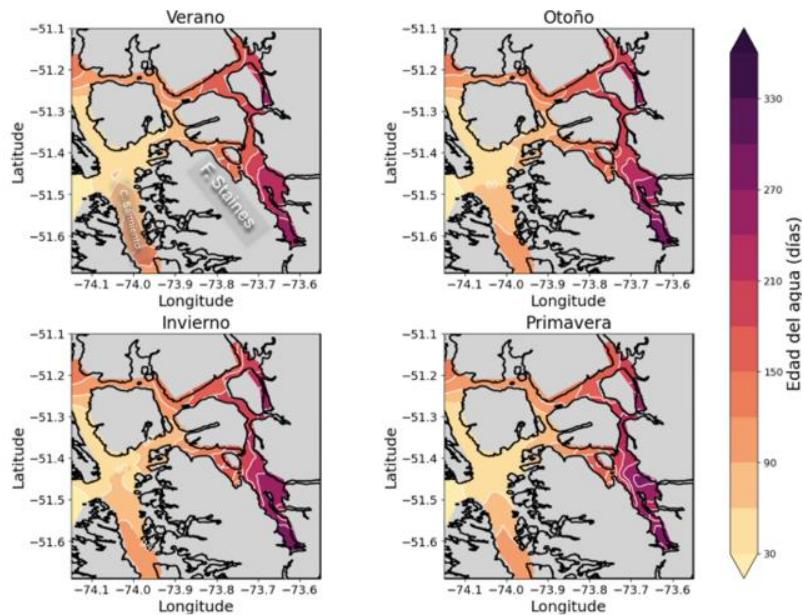
**Figura 42.** Variabilidad estacional de la edad del agua modelada en días durante el periodo 2017-2018. Los paneles superiores son las condiciones en el fiordo Staines y los paneles inferiores en el fiordo Taraba.



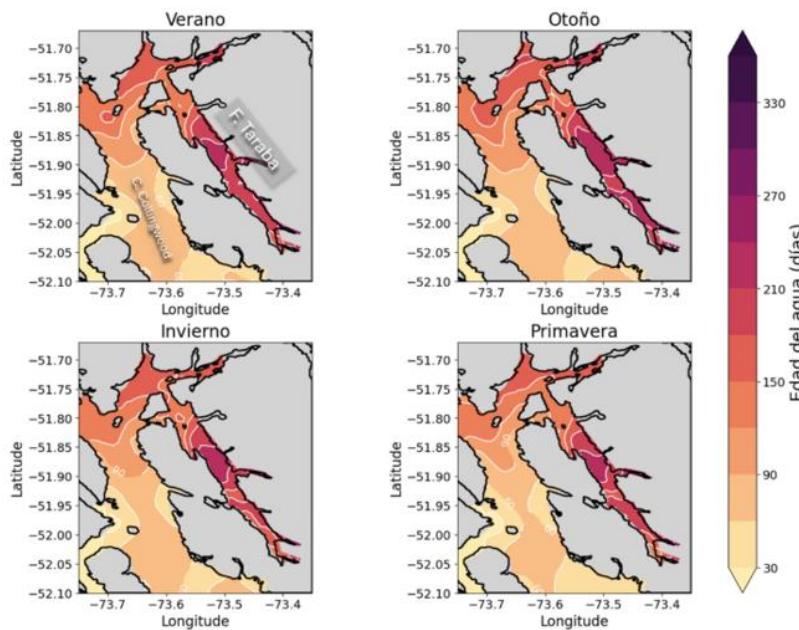
**Figura 43.** Variabilidad estacional de oxígeno disuelto (mg/L) modelado durante el periodo 2017-2018. Los paneles superiores son las condiciones en el fiordo Staines y los paneles inferiores en el fiordo Taraba. Los contornos indican valores de OD cada 1 mg/L.



**Figura 44.** Dispersión de datos de edad del agua versus oxígeno disuelto para (A) Staines y (B) taraba. La barra de color muestra la profundidad. Se indican además los valores de correlación ( $R$ ) y significancia estadística ( $p$ ).



**Figura 45.** Mapas estacionales de edad del agua promediada verticalmente en el fiordo Staines. Los contornos indican condiciones cada 60 días.



**Figura 46.** Mapas estacionales de edad del agua promediada verticalmente en el fiordo Taraba. Los contornos indican condiciones cada 60 días.

#### 4.3 Objetivo 2.2.3: Implementación y evaluación de un índice de calidad de agua actual en el golfo Almirante Montt y otros cuerpos de agua de la Patagonia.

Los resultados previos del análisis índice de calidad de agua (ICA) en GAM y fiordo Quirralco, presentados en el informe IFOP 2024 (Soto-Riquelme et al., 2024), permitieron identificar zonas con baja concentración de OD, especialmente en las capas profundas, asociadas a procesos de acumulación y baja renovación. Si bien estos mapas proporcionaron una primera aproximación a la condición ambiental, especialmente al establecer zonas críticas, no incorporaban una cuantificación explícita de la incertidumbre en la clasificación del ICA. En esta sección se presentan nuevos resultados que integran el análisis de incertidumbre mediante simulaciones de Monte Carlo, permitiendo estimar la probabilidad de ocurrencia de la condición “Crítico” del ICA en cada punto del espacio. Esta representación probabilística proporciona una interpretación más robusta del sistema, entregando no solo la categoría más probable, sino también el grado de certeza asociado.

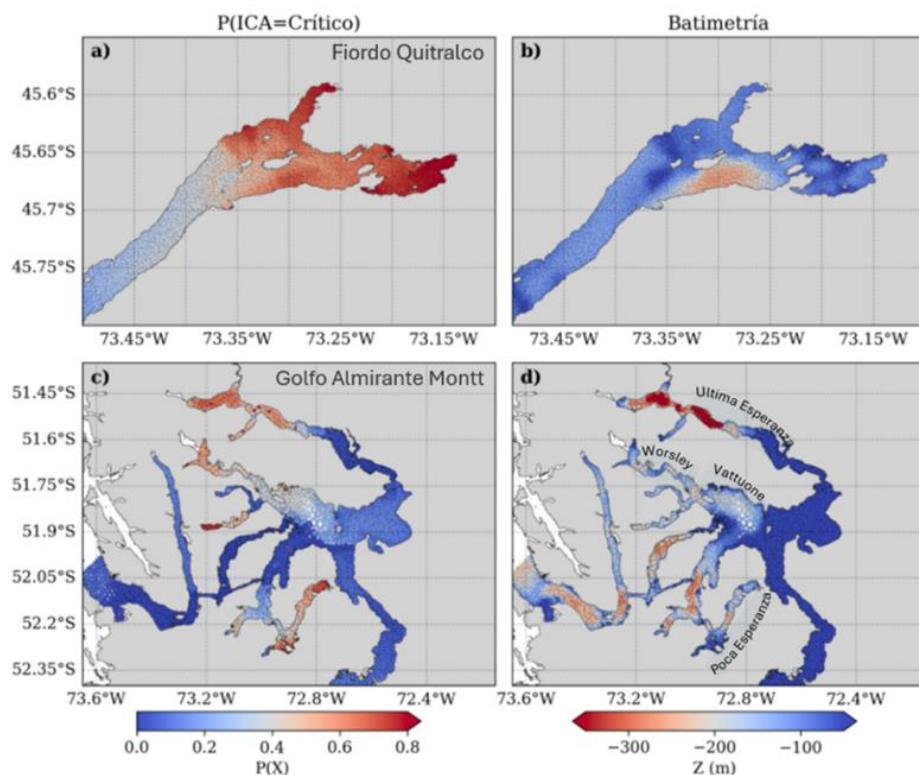
En este sentido, la distribución espacial de la probabilidad de encontrar un ICA crítico ( $OD \leq 3 \text{ mg/L}$ ) en los dos dominios previamente analizados en la etapa anterior a este proyecto, GAM y fiordo Quirralco se resume en la **Figura 47**. En Quirralco (panel superior) las probabilidades más altas ( $> 50\%$ , tonos rojos) se concentraron en la cabecera y en sus brazos secundarios, mientras que disminuyeron hacia la boca, donde el fiordo se abre y la ventilación es mayor. En GAM (panel inferior) se observó un patrón análogo, es decir, los valores más elevados se localizaron en las cabeceras de los fiordos interiores (Última Esperanza, Poca Esperanza, Worsley y Seno Vattuone), mientras que las



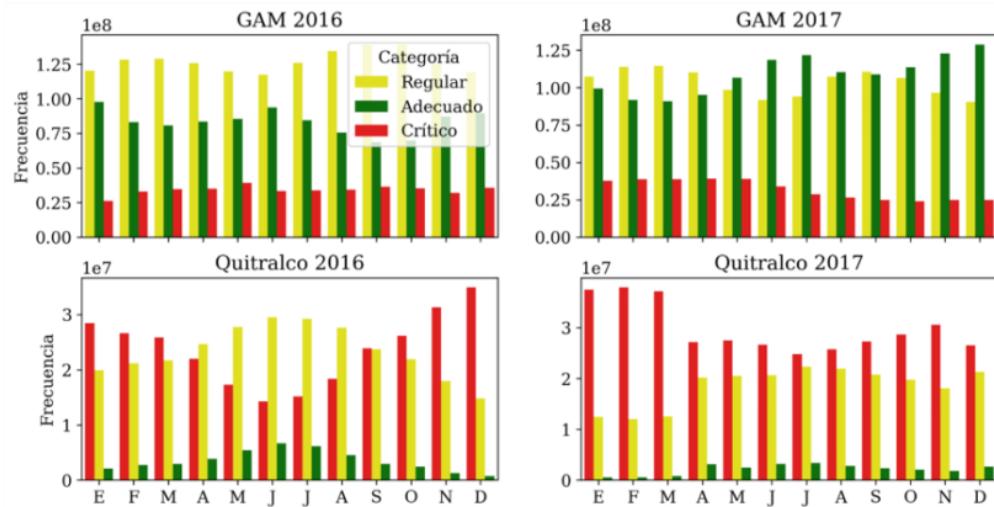
zonas centrales y los canales de conexión con el océano presentaron bajas probabilidades de condición crítica.

Por tanto, con el propósito de generar una visión general del volumen total de condiciones simuladas para cada categoría del ICA (Regular, Adecuado y Crítico) a lo largo del año, la **Figura 48** muestra la distribución mensual de la frecuencia de obtención de dichas categorías a partir de la simulación Monte Carlo para GAM y fiordo Quitrailco durante 2016 y 2017. En GAM (paneles superiores), predominaron consistentemente las condiciones "Regular" (amarillo) y "Adecuado" (verde), mientras que la categoría "Crítico" (rojo) mostró una probabilidad de frecuencia notablemente menor, aunque con ligeras variaciones estacionales. Por el contrario, en el fiordo Quitrailco (paneles inferiores), se observó una presencia de la categoría "Crítico" considerablemente mayor y más persistente, sobre todo en los primeros meses del año.

Por último, a partir de este análisis de frecuencias se observó una marcada tendencia a la obtención de la categoría "Crítico" (rojo) significativamente más alta y persistente durante los meses de verano y principios de otoño (aproximadamente de diciembre a abril; **Figura 48**). Esto se observa con claridad para el fiordo Quitrailco en ambos años (2016 y 2017), donde la máxima frecuencia de condiciones críticas se presenta en enero, febrero, marzo, noviembre y diciembre, con valores que superan notablemente a las otras categorías en esos mismos períodos. Por el contrario, durante los meses de invierno y primavera, la frecuencia de condiciones críticas tiende a disminuir drásticamente en Quitrailco, dando paso a una mayor prevalencia de las categorías "Regular" y "Adecuado". En relación a GAM, si bien la categoría "Crítico" es una fracción mucho menor del total, también se observó una ligera tendencia a su aumento durante los meses de verano y principios de otoño.



**Figura 47.** Mapas de la distribución espacial de la probabilidad de encontrar condiciones de Índice de Calidad de Agua (ICA) crítico, derivados del análisis de Monte Carlo para el Fiordo Quitralco (A) y Golfo Almirante Montt (C). Los paneles (B y D) muestran la batimetría para el fiordo Quitralco y GAM, respectivamente.



**Figura 48.** Distribución mensual de la frecuencia de clase para el Índice de Calidad de Agua (ICA), en los dominios de Golfo Almirante Montt (GAM, paneles superiores) y Fiordo Quiträlco (paneles inferiores) durante los años 2016 y 2017.



#### 4.3.1 Probabilidad de ocurrencia y riesgo

Distintos puntos de análisis fueron seleccionados dentro de cada dominio teniendo en cuenta dos criterios: (i) la densidad de centros de cultivo, y (ii) las zonas previamente identificadas como críticas en los mapas de probabilidad del ICA. A partir de la simulación Monte Carlo, se calculó para cada punto y mes el porcentaje de la columna de agua con probabilidad > 50% de alcanzar la categoría Crítico (**Figura 49**). Este indicador muestra cuánto y cuándo la hipoxia asciende en la columna, aportando una perspectiva vertical que complementa la visión horizontal de los mapas.

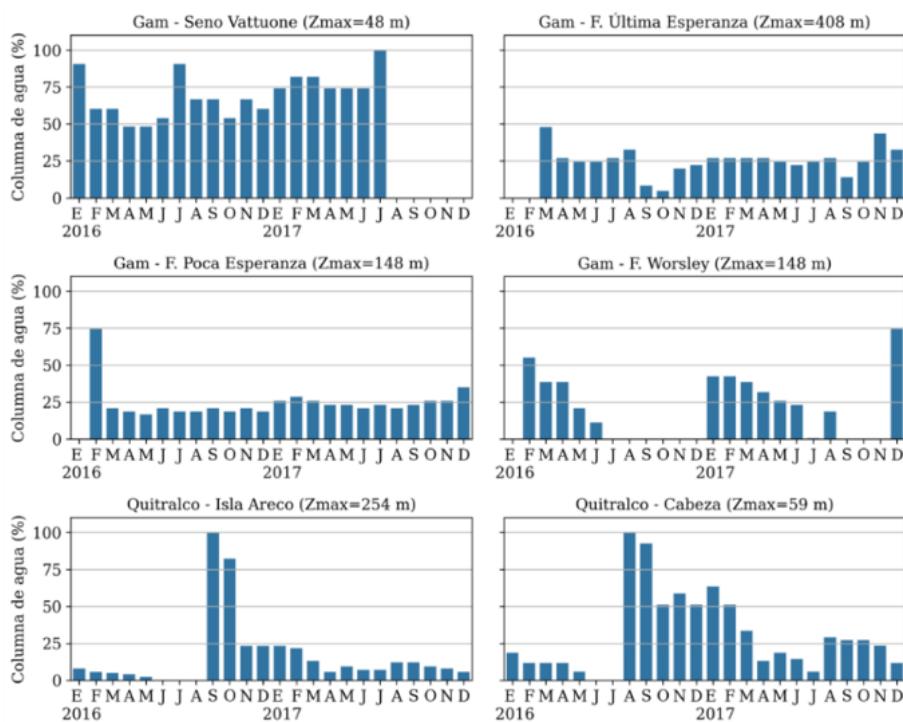
En la **Figura 49** se observa cómo la fracción de la columna de agua con ICA crítico aumenta o disminuye a lo largo del año en distintas sub-regiones de GAM y fiordo Quitralco (2016-2017). Por tanto, la característica “Columna de agua (%)” expresa dicho porcentaje, teniendo en cuenta que:

- **Valores bajos** (o ausencia de barras) indica que la condición crítica no se alcanza o que ésta se restringe a las capas profundas.
- **Valores altos** reflejan la expansión vertical de la hipoxia hacia niveles superficiales.

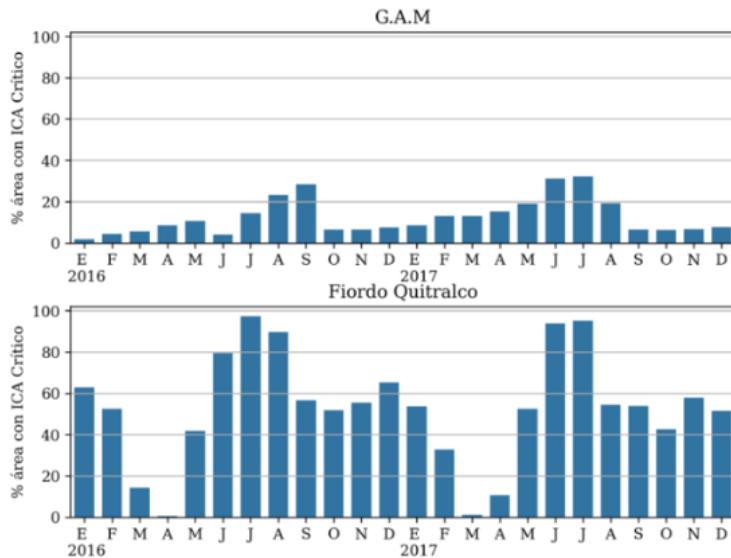
Por tanto, esta representación ilustra la evolución estacional del riesgo y permite identificar los períodos en que la condición crítica amenaza una mayor proporción de la columna de agua.

Dentro de GAM, Seno Vattuone ( $Z \approx 48$  m) mostró el mayor riesgo, observando que la condición crítica alcanzó más del 75% de la columna de agua durante gran parte del invierno, lo que resulta relevante dado que es una de las zonas más someras del dominio. Por su parte, el fiordo Worsley ( $Z \approx 148$  m) exhibió un patrón estacional marcado, con la mayor extensión vertical en los meses de verano-otoño. En Poca Esperanza y Última Esperanza la hipoxia estuvo presente todo el año, aunque rara vez superó el 50% de la columna de agua, y con frecuencia permaneció confinada a las capas profundas (ausencia de barras en varios meses).

En contraste, la dinámica es distinta para el fiordo Quitralco, en donde la extensión vertical máxima ocurrió en primavera, llegando al 90% de la columna de agua en la depresión batimétrica y en la cabecera. Este máximo no coincide con la mayor frecuencia de eventos críticos detectada en el análisis de Monte Carlo (verano-otoño), lo que indica que la intensidad y la frecuencia de la hipoxia no siempre ocurren simultáneamente. Por tanto, para dimensionar la propagación horizontal del riesgo, se calculó mensualmente el porcentaje de superficie con ICA crítico (**Figura 50**). En GAM la superficie afectada fue baja la mayor parte del año, pero se expandió hasta ~30% en invierno-primavera, mientras que, en Quitralco la condición crítica cubrió habitualmente más del 60% del área, superando el 90% en los meses de junio-julio, revelando una afectación casi total del fiordo durante el invierno.



**Figura 49.** Extensión vertical mensual de las condiciones críticas del ICA en la columna de agua, representada como el porcentaje de la columna que es afectada con una probabilidad de ICA crítico superior al 50%. Este análisis se presenta para puntos específicos de muestreo en los dominios del Golfo Almirante Montt (GAM) y fiordo Quitrailco durante los años 2016 y 2017.



**Figura 50.** Variación mensual del porcentaje de superficie que presenta condiciones de ICA crítico para GAM (panel superior) y fiordo Quitrailco (panel inferior) durante 2016 y 2017.

#### **4.4 Objetivo 2.2.4:** Proponer metodologías para una zonificación medioambientalmente sustentable de la salmonicultura en tres zonas piloto de las regiones de Los Lagos, Aysén y Magallanes.

En esta sección se presentan los principales resultados obtenidos a partir de las metodologías aplicadas. En primer lugar, se muestran los mapas de confiabilidad que permiten evaluar la robustez espacial de los datos modelados y usados en los análisis de variabilidad ambiental en GAM. Posteriormente, se exponen los resultados del análisis de clusters, que facilitan la identificación de patrones y agrupamiento de las variables ambientales; y finalmente, se presentan los hallazgos derivados del análisis de componentes principales (PCA) mediante el cual se sintetiza la variabilidad ambiental dominante en GAM, fiordo Comau y fiordo Quintralco. Cabe resaltar que la delimitación geográfica de los sectores analizados en GAM se encuentra detallada en la **Figura 6**.

##### **4.4.1 Mapas de confiabilidad estadística de las variables modeladas temperatura, salinidad y oxígeno disuelto en el Golfo Almirante Montt**

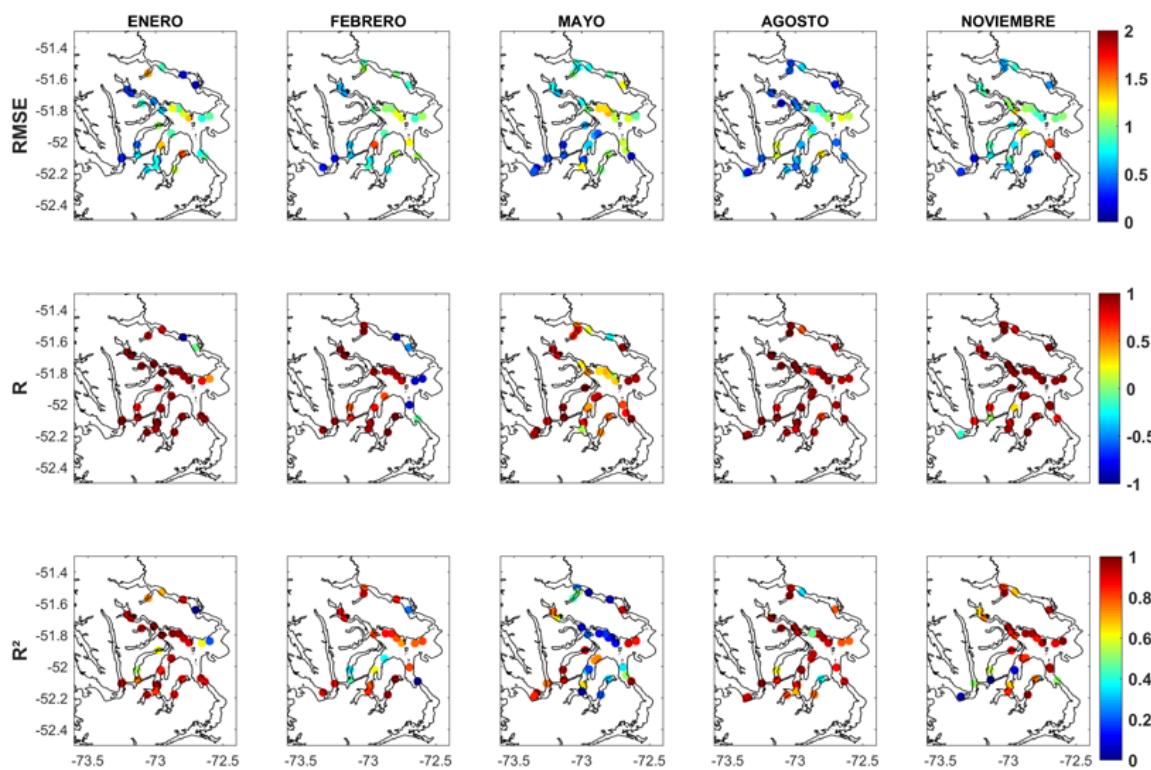
Los mapas de confiabilidad de temperatura, salinidad y oxígeno disuelto se presentan en las **Figuras 51 a 53**. Estos mapas fueron elaborados con el propósito de evaluar la solidez y representatividad espacial de los datos modelados, permitiendo identificar las áreas de GAM en las que la información presenta mayor consistencia, así como aquellas zonas donde la incertidumbre es más elevada. Para un mayor entendimiento de estas métricas se debe considerar:

- El error medio cuadrático (RMSE) indica la magnitud promedio del error de predicción del modelo, y por tanto esta métrica mide el desvío absoluto de los datos modelados respecto de los observados. En consecuencia, un RMSE menor implica un menor error en la predicción.
- El valor de correlación (R) indica la relación lineal entre los valores observados y los simulados por el modelo. Sus valores oscilan entre -1 a 1, entendiendo que:
  - Un R cercano a 1 implica una correlación positiva fuerte, en donde el modelo captura bien las variaciones observadas.
  - Un R cercano a 0 implica que no hay relación lineal, es decir, que el modelo no logra reproducir los valores observados.
  - Un R negativo implica una relación inversa, es decir, el modelo predice lo opuesto a lo observado.
- El coeficiente de determinación ( $R^2$ ) indica qué proporción de la variabilidad de la temperatura observada es explicada por el modelo en cada zona y mes evaluados. Teniendo que:
  - Un  $R^2 > 0.8$  significa que el modelo explica un porcentaje igual o mayor al 80% de la variabilidad observada, indicando un muy buen ajuste.
  - Un  $R^2$  intermedio (0.5–0.8) significa que el modelo explica un buen porcentaje (50–80%) de la variabilidad, indicando un ajuste aceptable, aunque con margen de error.
  - Un  $R^2$  bajo ( $< 0.5$ ) significa que el modelo explica menos de la mitad de la variabilidad observada.



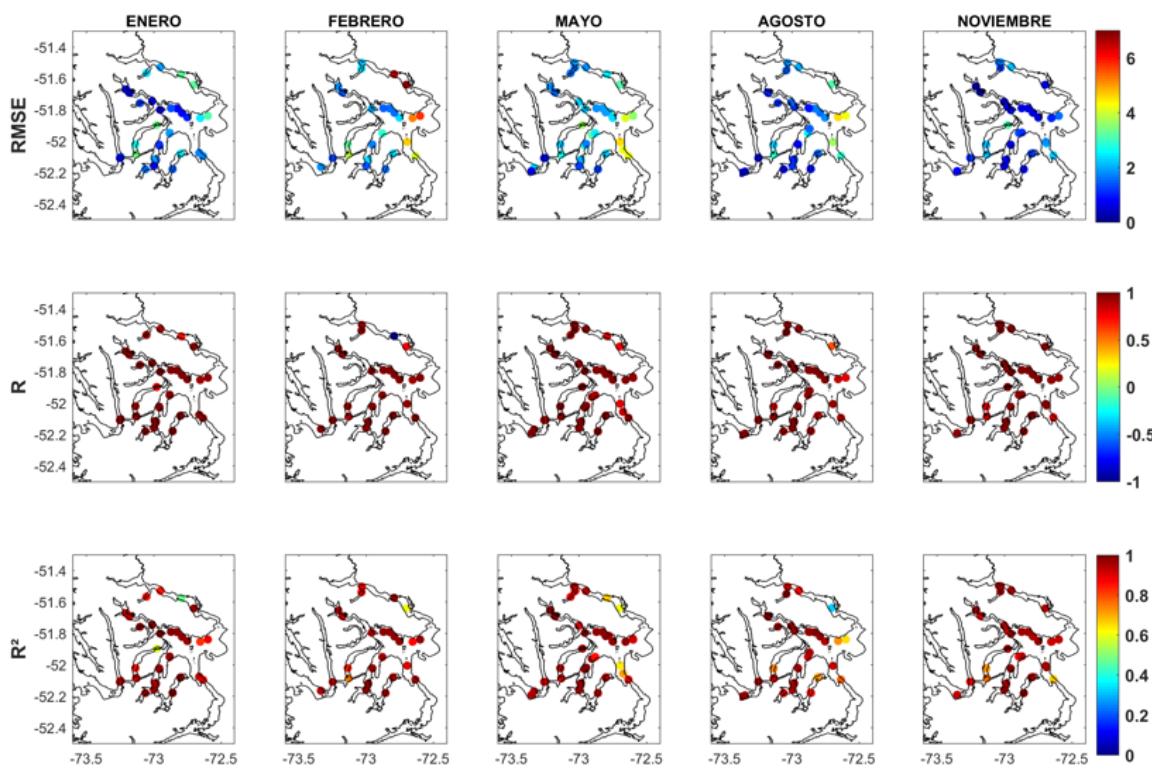
De acuerdo a la clasificación anterior, los mapas de confiabilidad en relación con la temperatura, evidenciaron un desempeño más sólido en aquellas zonas donde existe una mayor densidad de puntos de validación (**Figura 51**). En el Fiordo Última Esperanza, incluyendo su extensión hasta Puerto Natales, se observaron valores bajos de error (RMSE entre 0-1°C) junto con correlaciones altas ( $R >0.8$ ) la mayor parte del año, y un  $R^2$  más variable según el periodo evaluado. En general, valores de  $R^2 >0.6$  fueron más frecuentes durante la mayoría de los meses evaluados, indicando un buen ajuste del modelo, a excepción de mayo, cuando valores bajos de  $R^2 (<0.4)$  fueron más frecuentes a lo largo del fiordo, en conjunto con valores R negativos indicando un menor desempeño del modelo. Un comportamiento similar se observó en la zona del fiordo Worsley hacia seno Vattuone donde predominaron valores RMSE <1°C y correlaciones altas ( $R$  cercanos a 1 y  $R^2 >0.8$ ) durante la mayor parte del año; no obstante, en mayo se registraron valores R alrededor de 0.3 y  $R^2 <0.2$  en la parte central del fiordo, indicando un mayor desacople del modelo para esta zona durante este mes. En la zona de los canales Santa María y Unión (éste último con menor representación de puntos), los resultados mostraron valores bajos de RMSE (<1°C) y valores de  $R >0.5$  en la mayor parte del año, mientras que el  $R^2$  fue más variable tanto en el espacio como en los distintos meses, reflejando un ajuste menos consistente. Finalmente, en el fiordo Poca Esperanza y canal Valdez, incluyendo el área hacia el estero Obstrucción, los valores RMSE fueron en general bajos (<1°C) y las correlaciones  $R >0.5$ , aunque con una mayor dispersión en los valores de determinación  $R^2$ , lo que indica una mayor heterogeneidad en la capacidad explicativa del modelo para esta zona.

En resumen, el modelo mostró su mejor desempeño en el fiordo Última Esperanza y en la zona del fiordo Worsley–seno Vattuone, donde los errores fueron bajos y la correlación se mantuvo intermedia a alta durante la mayor parte del año; mientras que, el ajuste resultó menos consistente en los canales Santa María-Unión y en el fiordo Poca Esperanza–canal Valdez, donde el  $R^2$  presentó mayor variabilidad y dispersión. Cabe resaltar, que aquellas zonas en donde la evaluación se basó en un menor número de puntos de validación se limita la certeza para caracterizar la confiabilidad del modelo siguiendo esta representación.



**Figura 51.** Mapas mensuales de confiabilidad del modelo en GAM para la temperatura mediante las métricas estadísticas Error Medio Cuadrático (RMSE; paneles fila superior), coeficiente de correlación (R; paneles fila intermedia) y coeficiente de determinación ( $R^2$ ; paneles fila inferior). Los resultados se muestran para cinco meses representativos (enero, febrero, mayo, agosto y noviembre) de acuerdo a la mayor cantidad de información in situ disponible.

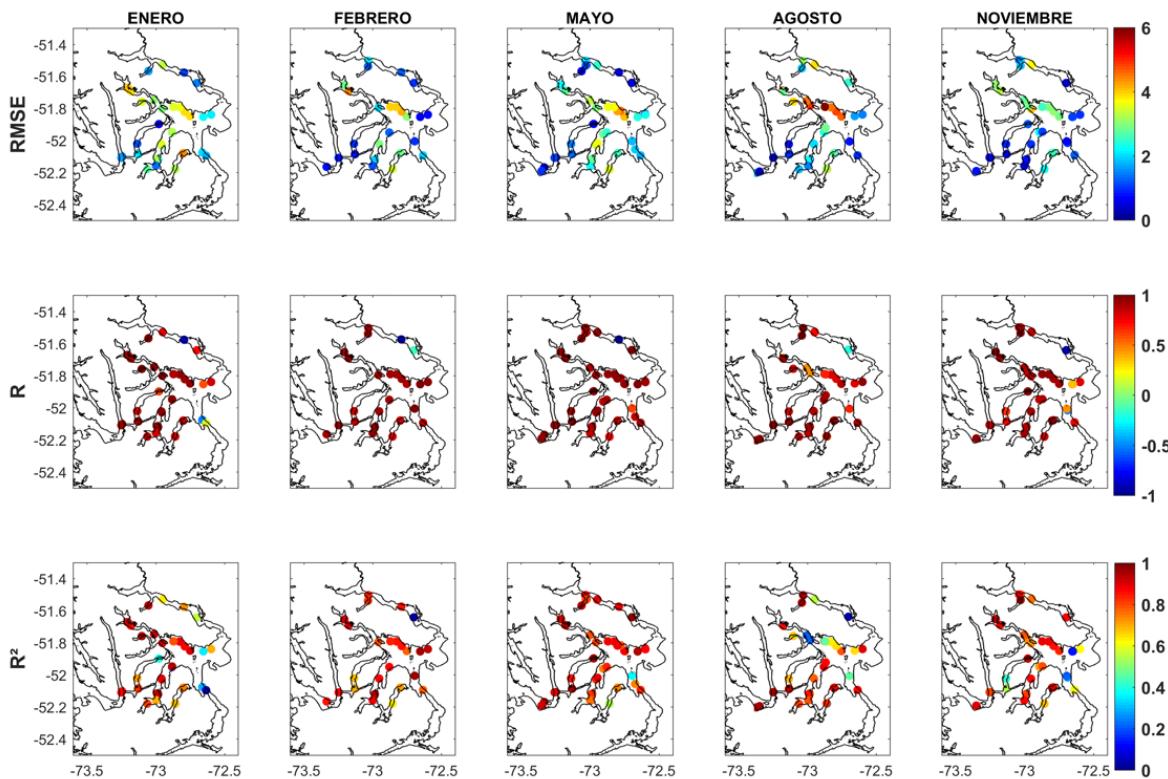
De acuerdo con los mapas de confiabilidad en relación a la salinidad, el desempeño del modelo fue bastante robusto en toda la región, mostrando en general bajos errores, correlaciones altas y solo pequeñas diferencias espaciales y temporales (**Figura 52**). En el fiordo Última Esperanza, se observaron valores bajos de error (RMSE entre 0-2) durante la mayor parte del año, junto con correlaciones altas ( $R > 0.8$ ) y valores de determinación elevados ( $R^2 > 0.6$ ). Estos resultados indican un ajuste consistente en esta zona, a pesar de un RMSE mayor (~0.6) en febrero y una leve disminución del  $R^2$  en sectores intermedios durante mayo y agosto, sugiriendo una mayor dispersión de los resultados en esos meses. En el fiordo Worsley–seno Vattuone y los canales Santa María y Unión, el modelo también mostró un buen desempeño, con RMSE bajos (<2) y valores de correlación y determinación altos ( $R > 0.8$  y  $R^2 > 0.6$ ) en los meses evaluados. De igual forma, en el fiordo Poca Esperanza y canal Valdez, incluyendo el área hacia el estero Obstrucción, el modelo logra reproducir adecuadamente los valores observados (RMSE >2 y  $R > 0.8$ ), aunque con una mayor heterogeneidad espacial del coeficiente  $R^2$  (0.6-1). Por tanto, a escala regional el modelo presentó un muy buen ajuste para la salinidad, reproduciendo de manera consistente la variabilidad observada y confirmando su confiabilidad en la mayoría de los fiordos y canales analizados.



**Figura 52.** Mapas mensuales de confiabilidad del modelo en GAM para la salinidad mediante las métricas estadísticas Error Medio Cuadrático (RMSE; paneles fila superior), coeficiente de correlación ( $R$ ; paneles fila intermedia) y coeficiente de determinación ( $R^2$ ; paneles fila inferior). Los resultados se muestran para cinco meses representativos (enero, febrero, mayo, agosto y noviembre) de acuerdo a la mayor cantidad de información in situ disponible.

En relación al Oxígeno Disuelto (OD), los mapas de confiabilidad se presentan en la **Figura 53**. En el fiordo Última Esperanza, se observaron predominantemente RMSE bajos a intermedios (0-2 mg/L) durante gran parte del año, con correlaciones altas ( $R > 0.8$ ) y valores de determinación que oscilaron entre 0.5-0.8, indicando un ajuste consistente, aunque con una mayor dispersión en los meses de enero y agosto, donde el  $R^2$  tendió a disminuir. En el fiordo Worsley - seno Vattuone, el modelo mostró un desempeño adecuado, con correlaciones positivas y significativas ( $R > 0.8$ ) y valores de  $R^2$  que se mantuvieron altos ( $> 0.7$ ), aunque con caídas puntuales en agosto en la parte central ( $R^2 < 0.6$ ) lo que además se asoció con valores de error altos ( $\text{RMSE} \leq 4 \text{ mg/L}$ ). En los canales Santa María y Unión (este último con menor representación de puntos), los resultados mostraron RMSE bajos a intermedios (0-2 mg/L) y valores de  $R$  positivos ( $> 0.8$ ) en la mayor parte del año, mientras que el  $R^2$  fue más variable (0.4-0.8), reflejando un buen ajuste del modelo aunque con mayor dispersión espacial. En el fiordo Poca Esperanza y canal Valdez, incluyendo la entrada del estero Obstrucción, el modelo presentó un desempeño intermedio, si bien las correlaciones fueron mayoritariamente altas ( $R > 0.7$ ), el coeficiente de determinación  $R^2$  fue más heterogéneo (0.4-0.8) y así también los valores de error ( $\text{RMSE} \leq 4 \text{ mg/L}$ ) dependiendo del mes y el sector, lo que indica que aunque el modelo reproduce adecuadamente la señal general del oxígeno disuelto, existen diferencias locales y temporales en su

capacidad explicativa. En conjunto, estos resultados evidencian que el modelo reproduce de manera adecuada la variabilidad espacio-temporal del oxígeno disuelto en GAM, aunque con limitaciones localizadas en algunos sectores y meses específicos.



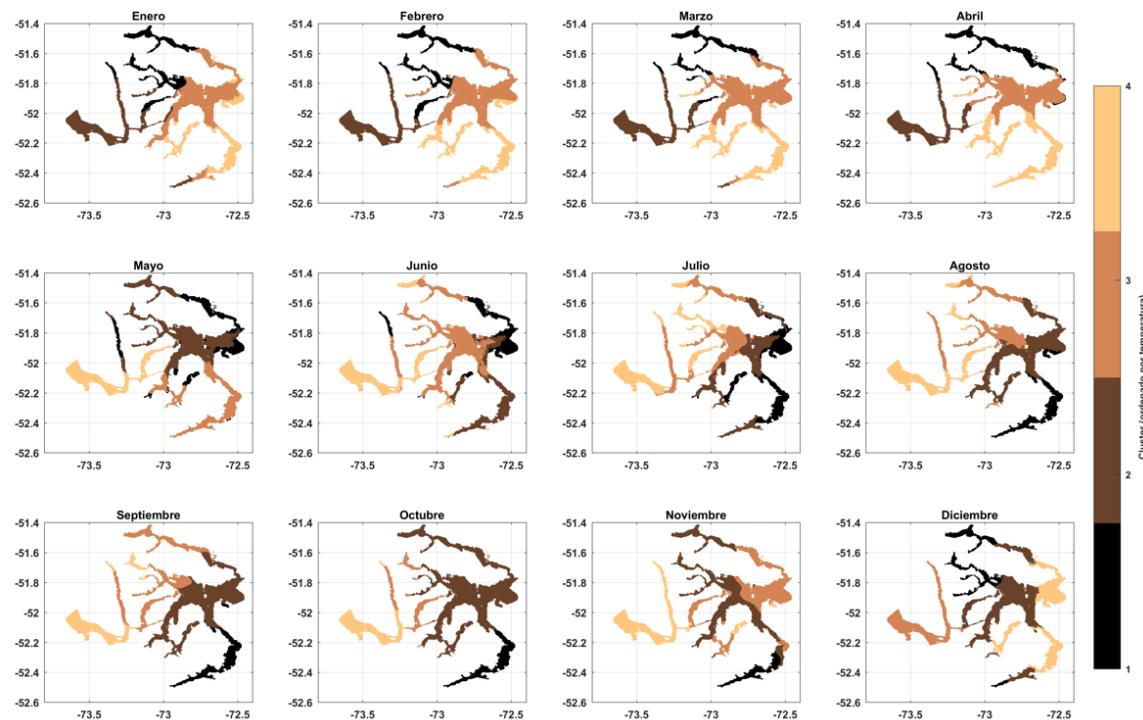
**Figura 53.** Mapas mensuales de confiabilidad del modelo en GAM para el oxígeno disuelto mediante las métricas estadísticas Error Medio Cuadrático (RMSE; paneles fila superior), coeficiente de correlación ( $R$ ; paneles fila intermedia) y coeficiente de determinación ( $R^2$ ; paneles fila inferior). Los resultados se muestran para cinco meses representativos (enero, febrero, mayo, agosto y noviembre) de acuerdo a la mayor cantidad de información in situ disponible.

#### 4.4.2 Agrupamiento de patrones ambientales mediante análisis de clusters en el Golfo Almirante Montt

Con el objetivo de identificar patrones espaciales y temporales en las variables ambientales de GAM, se aplicó un análisis de agrupamiento (clusters), lo que permitió clasificar áreas con condiciones oceanográficas similares y reconocer regiones con dinámicas ambientales diferenciadas.

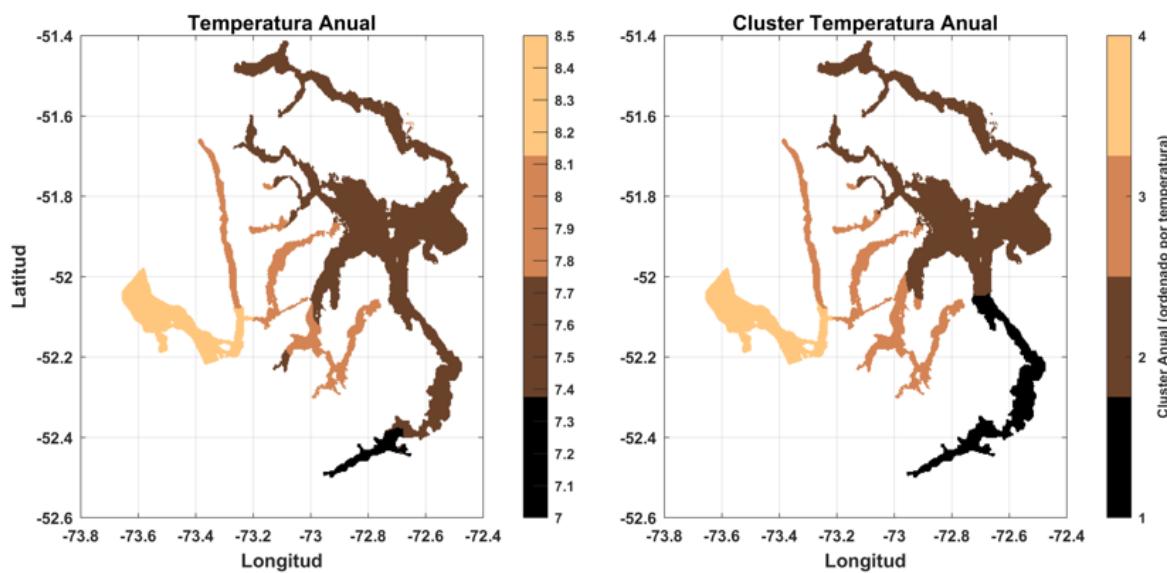
Los resultados del análisis de clusters mensuales para la temperatura en GAM se presentan en la **Figura 54**. En general, se identificaron cuatro agrupamientos principales que mostraron una persistencia espacial a lo largo del año, diferenciando consistentemente los sectores norte y sur de la región. Durante los meses de verano (enero–marzo) se observó una marcada zonificación, con los sectores norte más fríos (cluster 1) y las zonas del sur más cálidas (cluster 4). Hacia el otoño e invierno (abril–agosto), los clusters tienden a mostrar una mayor homogeneidad espacial, con un predominio

de las categorías intermedias (clusters 2 y 3), reflejando una atenuación del gradiente térmico. A partir de septiembre y hasta diciembre, la diferenciación espacial vuelve a intensificarse, recuperando el patrón estacional con contrastes más claros norte-sur y este-oeste del sistema. Estos resultados evidencian que la estructura espacial de la temperatura en GAM mantiene en general una organización estable a lo largo del año, modulada principalmente por la estacionalidad.



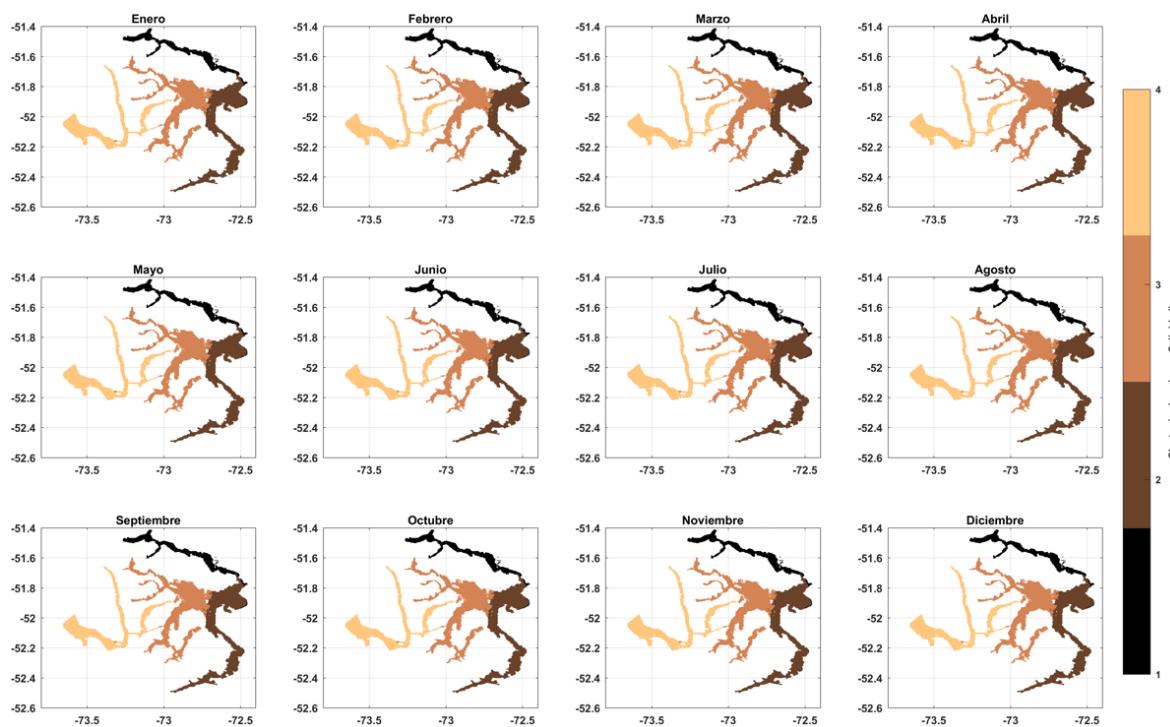
**Figura 54.** Distribución mensual de clusters de temperatura superficial (0-20 m) en el Golfo Almirante Montt a partir de los datos del modelo hidrodinámico para el año 2017. Los clusters están ordenados de acuerdo con la variabilidad térmica (1=más frío, 4=más cálido).

El promedio anual del análisis de clusters muestra una zonificación térmica en la capa superficial (0-20 m) de la columna de agua coherente con la configuración espacial de GAM (**Figura 55**). El estero Obstrucción presentó el cluster más frío con temperaturas promedio anuales menores a ~7.4°C (cluster 1), seguido por el fiordo Última Esperanza, fiordo Worsley hacia seno Vattuone, la parte interior de canal Valdez y la zona central de GAM con un rango térmico intermedio entre ~7.4-7.7°C (cluster 2). En contraste, los clusters más cálidos (3 y 4) se concentraron en el sector oeste, con valores promedio de ~7.8-8.1°C en el canal Santa María, la parte exterior del canal Valdez y fiordo Poca Esperanza, alcanzando los máximos en el canal Unión con temperaturas superiores a 8.1°C. Esta distribución evidencia que la estructura térmica anual de GAM responde a una zonificación espacial definida, donde los sectores más australes e interiores concentran las aguas frías, mientras que los fiordos y canales hacia el sector occidental presentan temperaturas más cálidas.

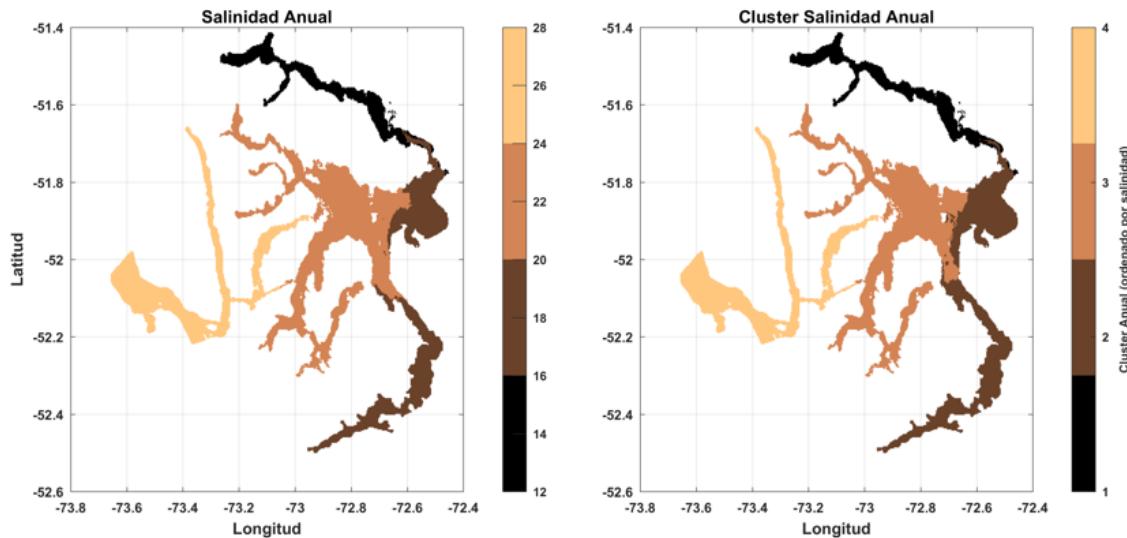


**Figura 55.** Temperatura superficial (0-20 m) promedio anual (panel izquierdo en unidades de °C) y clasificación anual de clusters (panel derecho) a partir de los datos modelados en GAM durante 2017.

Los resultados del análisis de clusters mensuales para la salinidad en GAM se presentan en la **Figura 56** y **Figura 57**. En este caso, la distribución espacial de los clusters se mantuvo prácticamente constante a lo largo del año, con una diferenciación permanente entre sectores. El fiordo Última Esperanza se ubicó de manera persistente en el cluster 1 (menor salinidad; <16), mientras que el estero Obstrucción correspondió principalmente al cluster 2 (salinidad intermedia; 16-20). En contraste, las zonas de mayor salinidad se agruparon en el cluster 3 (fiordo Worsley, canal Valdez y fiordo Poca Esperanza; salinidad en el rango 20-24) y cluster 4 (canal Santa María y canal Unión; salinidad en el rango 24-28). Esta estabilidad en la partición espacial indica que la zonificación de la salinidad en GAM es un rasgo permanente, con escasas variaciones mensuales en la distribución de los agrupamientos, caracterizada con zonas interiores dominadas por bajas salinidades y zonas más exteriores dominadas por salinidades altas.

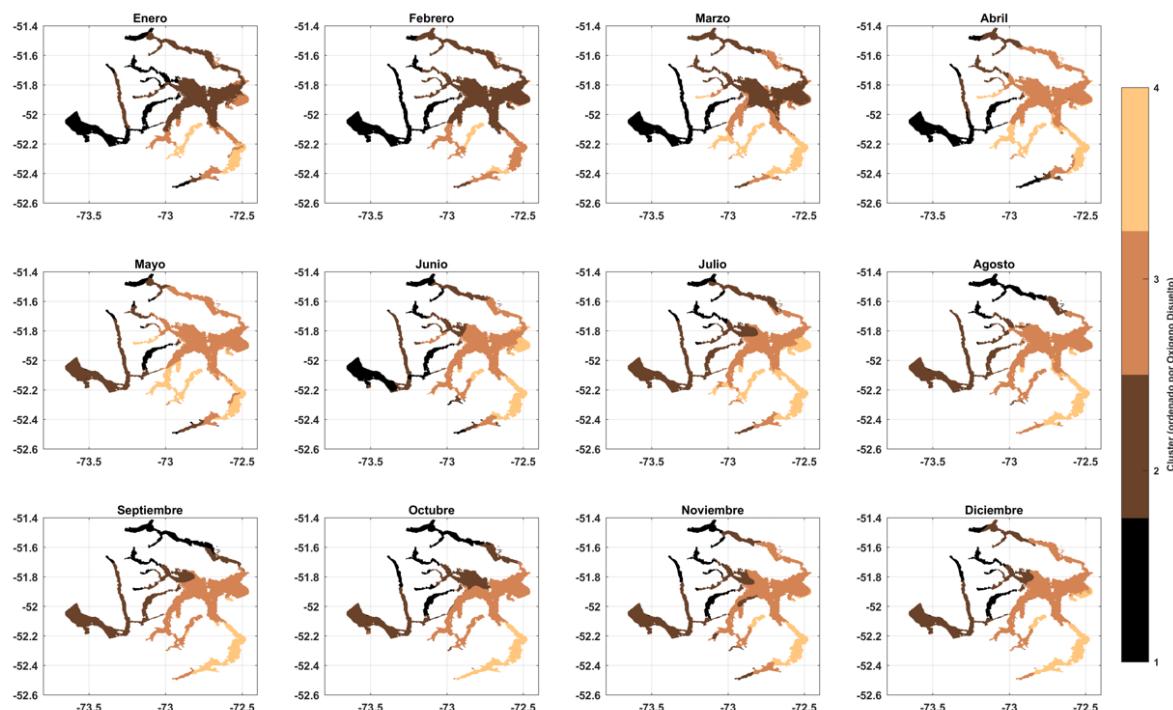


**Figura 56.** Distribución mensual de clusters de salinidad superficial (0-20 m) en el Golfo Almirante Montt a partir de los datos del modelo hidrodinámico para el año 2017. Los clusters están ordenados de acuerdo con la variabilidad halina (1=menor salinidad, 4=mayor salinidad).



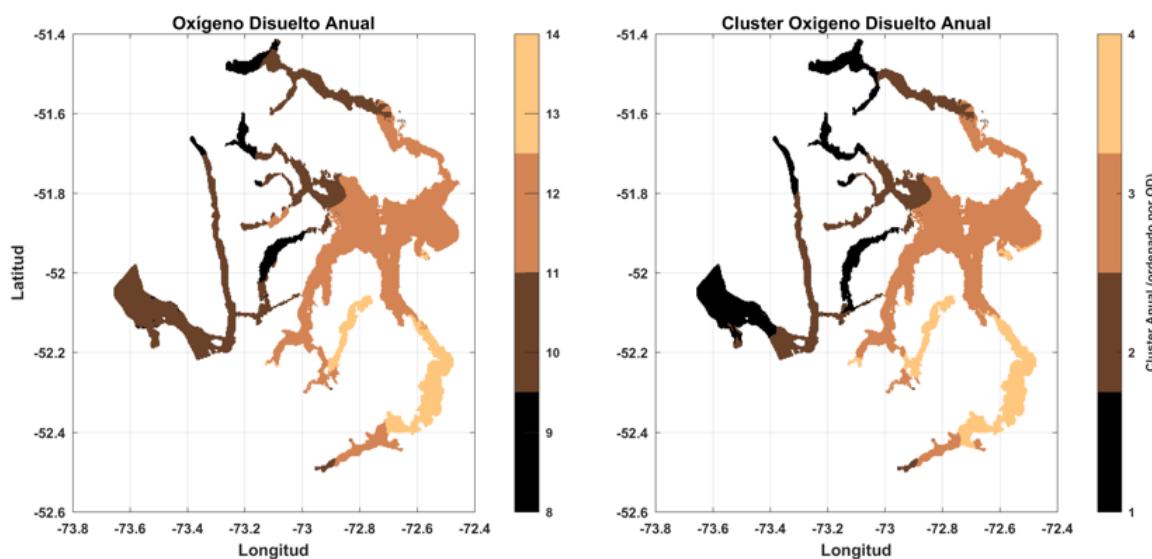
**Figura 57.** Salinidad superficial (0-20 m) promedio anual (panel izquierdo en unidades de salinidad) y clasificación anual de clusters (panel derecho) a partir de los datos modelados en GAM durante 2017.

Los resultados del análisis de clusters mensuales para el oxígeno disuelto (OD) en GAM se presentan en la **Figura 58**. En general, se mantuvo una zonificación espacial definida, aunque con variaciones mensuales en la extensión relativa de los clusters. Entre enero y marzo predominó la presencia de los clusters 1 y 2 en gran parte del dominio. El cluster 1 se observó con mayor frecuencia en el canal Santa María, canal Unión y sector occidental del fiordo Worsley, mientras que, el cluster 2 se extendió ampliamente desde el fiordo Worsley hacia la parte central de GAM y su conexión con canal Valdez. En contraste, los clusters 3 y 4 se observaron más restringidos hacia los sectores sur de la región (fiordo Poca Esperanza y estero Obstrucción). Desde abril y hasta diciembre, el agrupamiento espacial se mantuvo con predominio de los clusters 3 y 4 en gran parte de la región, mientras que, los clusters 1 y 2 asociados a un menor contenido de OD se observaron principalmente en la zona occidental de GAM (canal Unión, canal Santa María, fiordos Worsley y Última Esperanza) y en la parte más austral del estero Obstrucción principalmente en los meses de abril a julio.



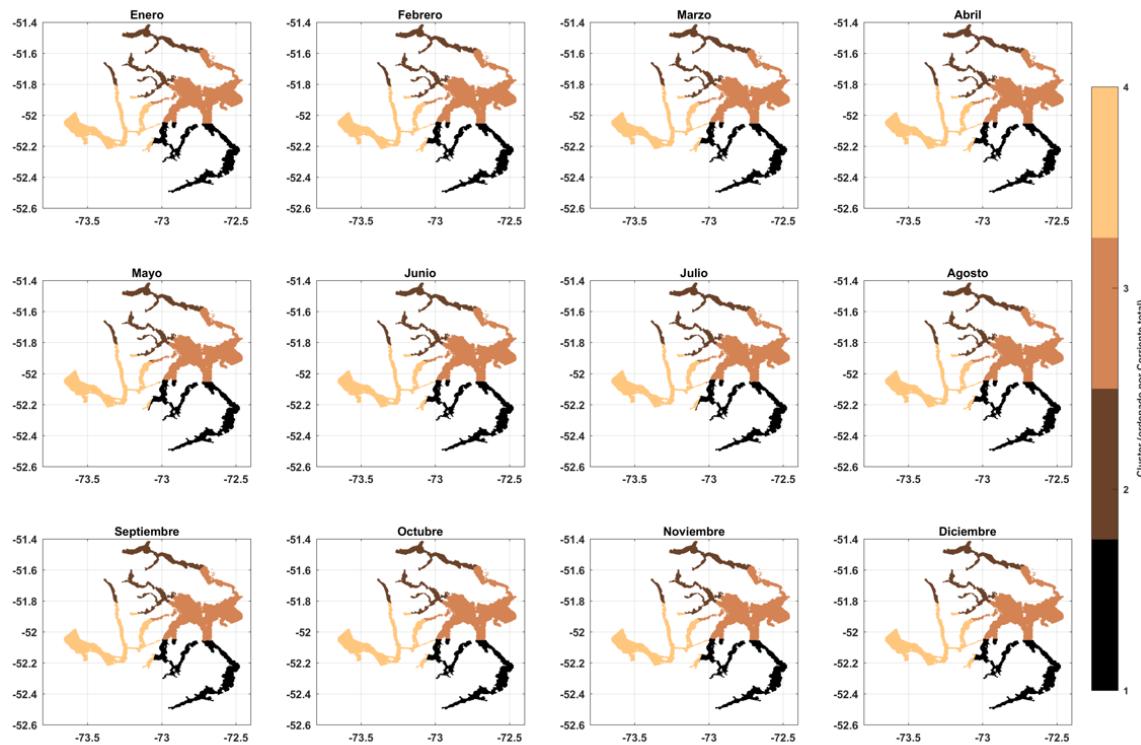
**Figura 58.** Distribución mensual de clusters de oxígeno disuelto superficial (0-20 m) en el Golfo Almirante Montt a partir de los datos del modelo hidrodinámico para el año 2017. Los clusters están ordenados de acuerdo con la variabilidad en la concentración de oxígeno disuelto (1 = menor, 4 = mayor).

El promedio anual del análisis de clusters de OD en GAM consolida la partición espacial observada a escala mensual (**Figura 59**). Es decir, se observó una separación espacial en donde los clusters 1 y 2 con valores de OD promedio anual en el rango bajo a intermedio (~8–11 mg/L), se posicionaron predominantemente en el sector occidental y norte de GAM (fiordos Última Esperanza y Worsley, canales Santa María y Unión). En contraste, los clusters 3 y 4 agruparon la parte central de GAM, canal Valdez, fiordo Poca Esperanza y estero Obstrucción, mostrando valores promedio de OD entre 11 y 14 mg/L.

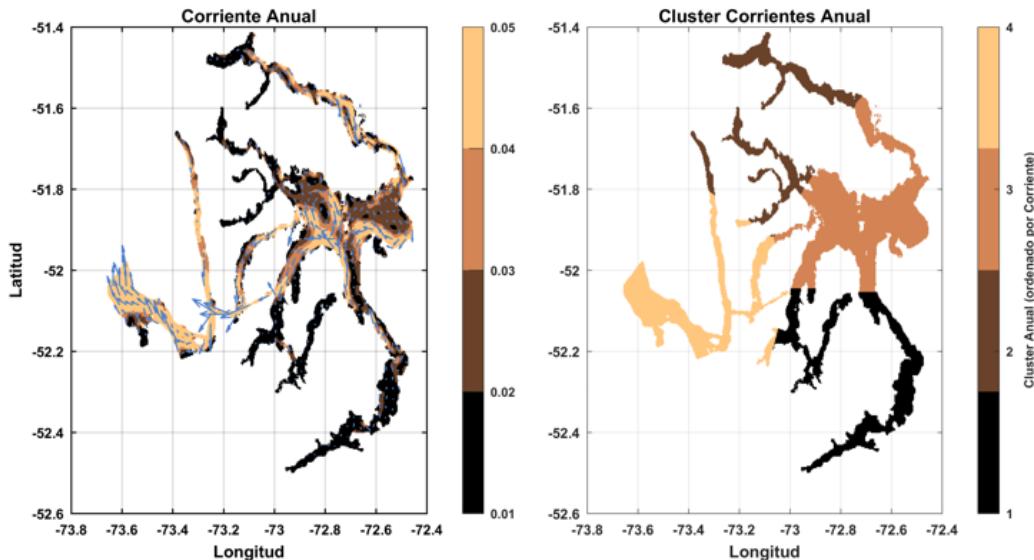


**Figura 59.** Oxígeno disuelto superficial (0-20 m) promedio anual (panel izquierdo en unidades de mg/L) y clasificación anual de clusters (panel derecho) a partir de los datos modelados en GAM durante 2017.

Finalmente, los resultados del análisis de clusters mensuales y promedio anual para la intensidad de la corriente superficial en GAM mostraron una distribución espacial casi constante durante el año (**Figura 60** y **Figura 61**). El cluster 1 (menor intensidad, ~0.01–0.02 m/s) abarcó en su mayoría el sector sur-oriental del dominio (estero Obstrucción, fiordo Poca Esperanza y canal Valdez), mientras que el cluster 2 (intensidad baja-intermedia, ~0.02–0.03 m/s) agrupó los sectores más al norte (fiordos Última Esperanza y Worsley). En tanto que las zonas con velocidad de corriente intermedia a alta (clusters 3 y 4) se agruparon mayoritariamente en la parte central y occidental del dominio (ej. Canales Valdez, Santa María y Unión), con rangos aproximados de ~0.03–0.04 m/s para el cluster 3 y ~0.04–0.05 m/s para el cluster 4.



**Figura 60.** Distribución mensual de clusters de corriente superficial (0-20 m) en el Golfo Almirante Montt a partir de los datos del modelo hidrodinámico para el año 2017. Los clusters están ordenados de acuerdo con la variabilidad en la intensidad de la corriente (1 = menor, 4 = mayor).



**Figura 61.** Corriente total superficial (0-20 m) promedio anual (panel izquierdo en unidades de m/s) y clasificación anual de clusters (panel derecho) a partir de los datos modelados en GAM durante 2017.

#### 4.4.3 Forzantes ambientales dominantes por zonas dentro del Golfo Almirante Montt

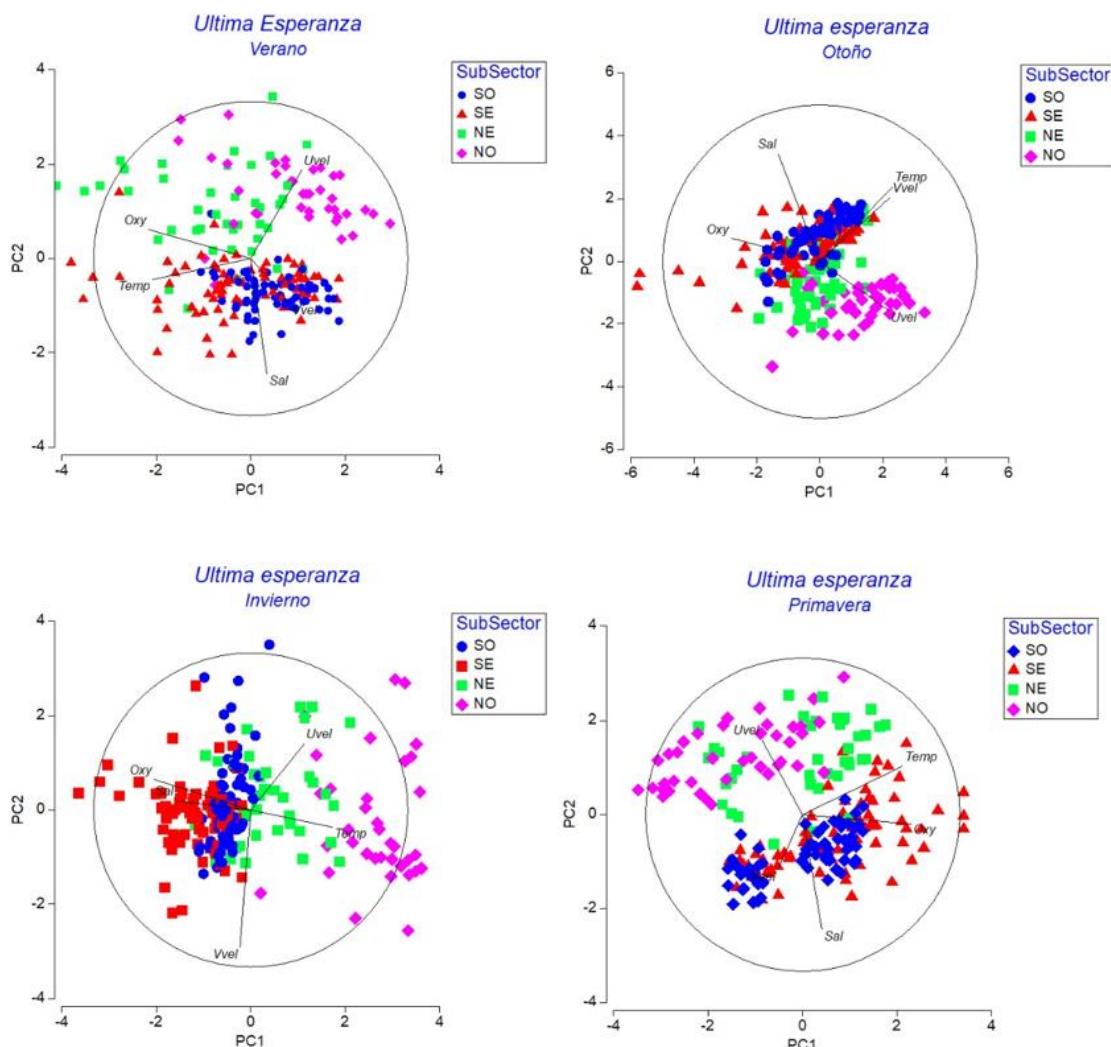
A continuación, se presentan los resultados obtenidos del análisis de componentes principales de acuerdo a los distintos sectores recurrentes que fueron obtenidos en el agrupamiento por clusters, los que incluyen: (i) **ZONA 1**: fiordo Última Esperanza y sector centro-este de GAM, (ii) **ZONA 2**: fiordo Worsley y seno Vattuone, (iii) **ZONA 3**: canal Santa María, canal Unión y fiordo de Las Montañas, (iv) **ZONA 4**: fiordo Poca Esperanza y canal Valdez, y (v) **ZONA 5**: estero Obstrucción. Para cada zona, se sintetiza la variabilidad indicando el forzante dominante y la proporción de varianza explicada.

En el caso de la ZONA 1, los dos principales componentes en conjunto (PC1+PC2) explicaron la siguiente proporción de la varianza total de las variables ambientales analizadas (oxígeno disuelto, temperatura, salinidad y corrientes): 60.0% en verano, 57.0% en otoño, 69.4% en invierno y 63.2% en primavera (**Tabla 6** y **Figura 62**). Específicamente, en todas las estaciones climáticas el componente dominante corresponde a PC1, asociado principalmente al contenido de OD y temperatura, con 35.8% de varianza explicada en verano, 33.4% en otoño, 48.0% en invierno y 36.9% en primavera. Adicionalmente, el PC1 incorpora la variabilidad por salinidad durante el invierno.

**Tabla 6.** Resumen del PCA por zona y estación climática en el Golfo Almirante Montt\*

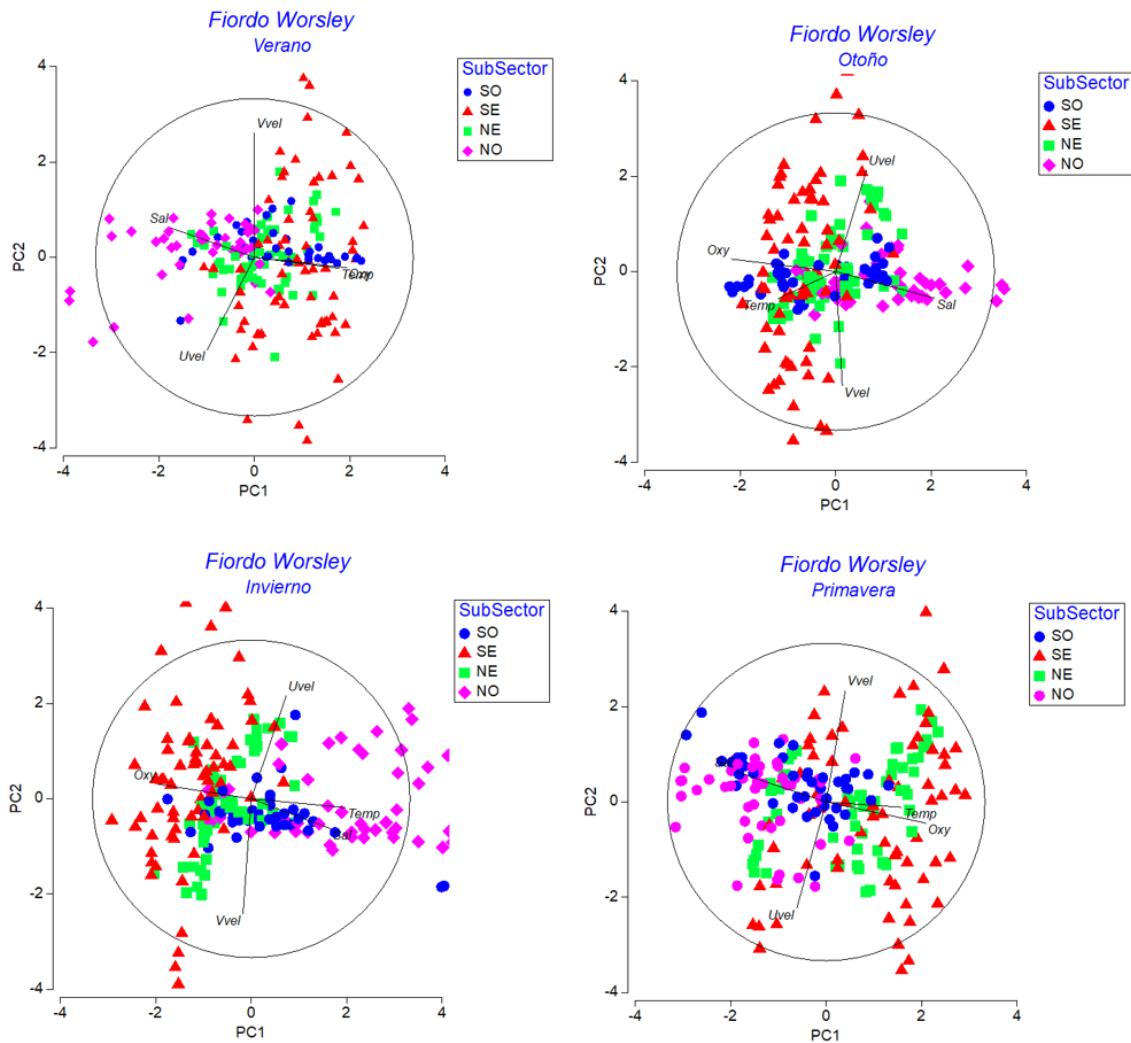
Sector evaluado	Estación climática	% total de varianza explicada	% Varianza PC1	Variables asociadas PC1	% Varianza PC2	Variables asociadas PC2
<b>ZONA 1</b>	Verano	60	35,80%	OD, TEMP	24,20%	SAL, VEL
	Otoño	57	33,40%	OD, TEMP	23,60%	SAL, VEL
	Invierno	69,4	48,00%	OD, TEMP, SAL	21,40%	VEL
	Primavera	63,2	36,90%	OD, TEMP	26,30%	SAL, VEL
<b>ZONA 2</b>	Verano	68,8	44,30%	OD, TEMP, SAL	24,50%	VEL
	Otoño	64	34,90%	OD, SAL	29,10%	VEL
	Invierno	77,3	50,10%	OD, TEMP, SAL	27,20%	VEL
	Primavera	70,9	44,00%	OD, TEMP, SAL	26,90%	VEL
<b>ZONA 3</b>	Verano	70,1	44,20%	OD, TEMP, SAL	25,90%	VEL
	Otoño	63,9	39,20%	OD, SAL	24,70%	VEL
	Invierno	71,3	45,30%	OD, TEMP, SAL	26,00%	VEL
	Primavera	63,7	36,70%	OD, SAL	27,00%	VEL
<b>ZONA 4</b>	Verano	74,7	49,60%	OD, TEMP, SAL	25,10%	VEL
	Otoño	74,4	53,80%	OD, VEL	20,60%	TEMP
	Invierno	83,4	63,50%	OD, TEMP, SAL	19,90%	OD, VEL
	Primavera	82,8	55,50%	OD, SAL	27,30%	OD, TEMP
<b>ZONA 5</b>	Verano	74,7	49,60%	OD, TEMP, SAL	25,10%	VEL
	Otoño	57,1	32,20%	OD, VEL	24,90%	OD, TEMP, VEL
	Invierno	77,8	54,10%	OD, TEMP, SAL	23,70%	VEL
	Primavera	67,4	42,50%	OD, SAL	24,90%	TEMP, VEL

\*Para cada sector evaluado y estación climática la tabla indica: % total de varianza explicada por el conjunto PC1–PC2, la varianza individual de PC1 y PC2, y las variables con mayor contribución a cada componente. Las variables consideradas son oxígeno disuelto (OD), temperatura (TEMP), salinidad (SAL) y la velocidad de corrientes (VEL) que incluye la componente zonal (U) y meridional (V).



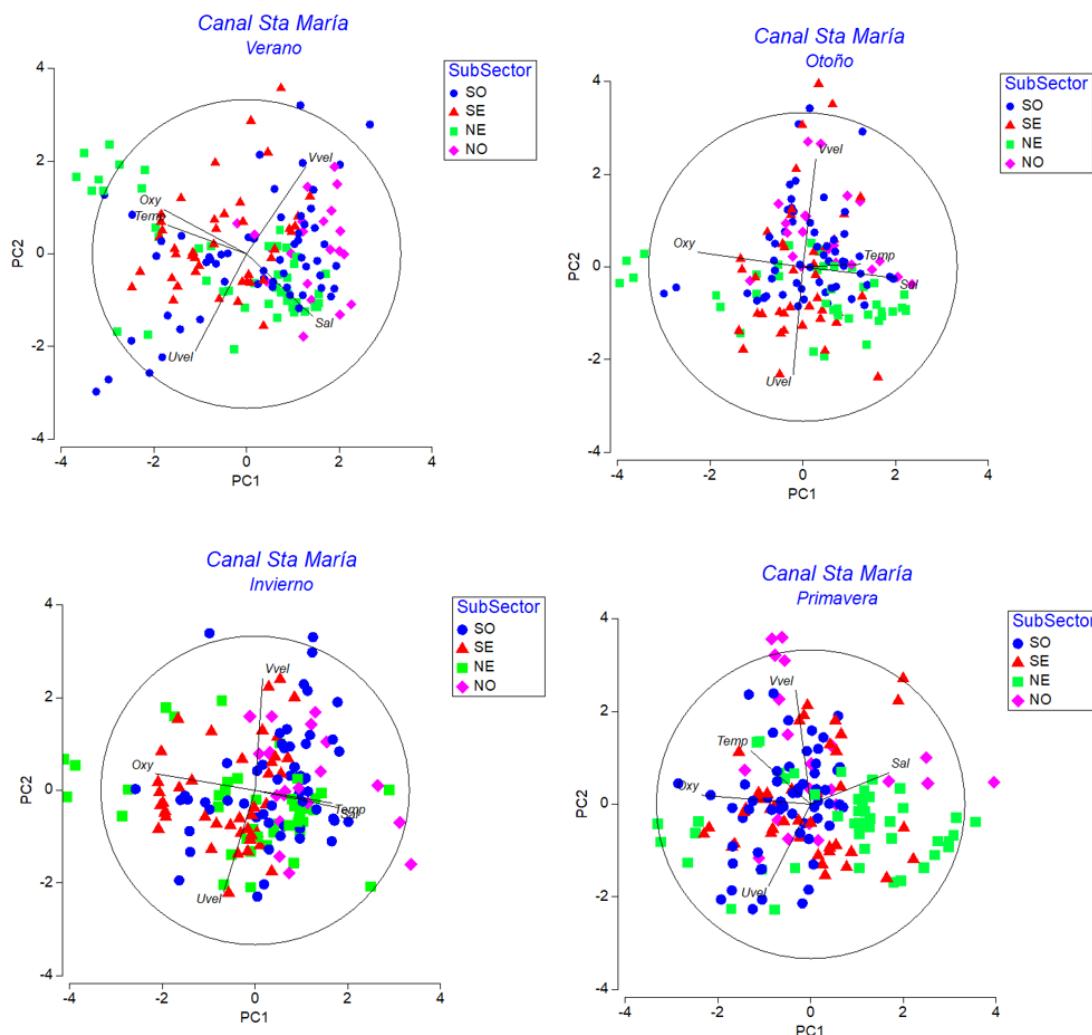
**Figura 62.** Análisis PCA estacional para la ZONA 1. Cada panel corresponde a una estación climática y los ejes indican el porcentaje de varianza explicada. Los vectores representan las variables ambientales evaluadas (oxígeno disuelto, temperatura, salinidad y las componentes (u,v) de la corriente) y su contribución.

En la ZONA 2 (fiordo Worsley–seno Vattuone), los dos principales componentes en conjunto (PC1+PC2) explicaron la siguiente proporción de la varianza total de las variables ambientales analizadas: 68.8% en verano, 64.0% en otoño, 77.3% en invierno y 70.9% en primavera (**Tabla 6** y **Figura 63**). En todas las estaciones, PC1 fue el componente dominante con 44.3% en verano, 34.9% en otoño, 50.1% en invierno y 44.0% en primavera, describiendo un patrón común liderado por el contenido de OD, la temperatura y la salinidad, aunque en otoño no se observó una contribución significativa en relación a la temperatura.



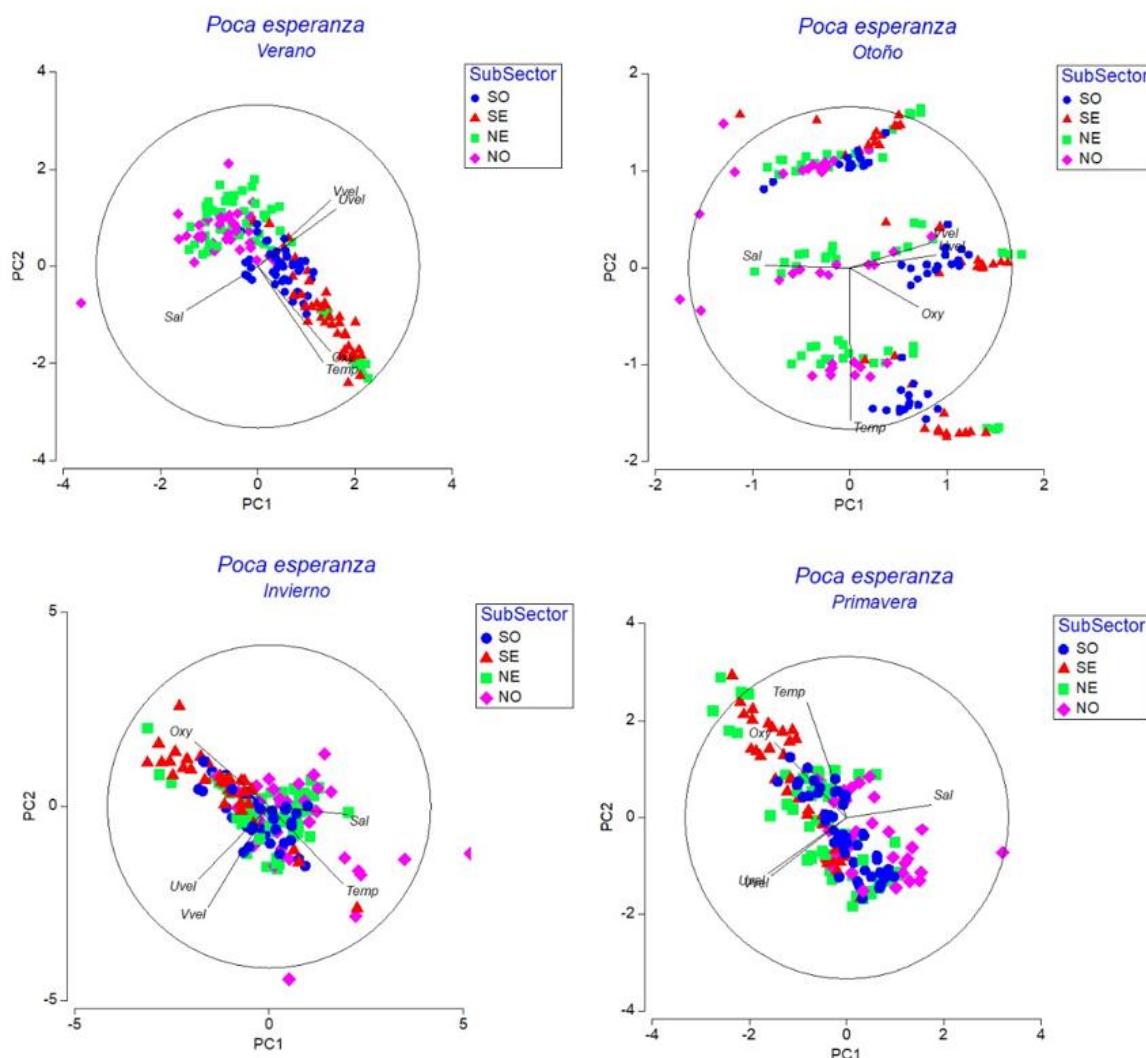
**Figura 63.** Análisis PCA estacional para la ZONA 2. Cada panel corresponde a una estación climática y los ejes indican el porcentaje de varianza explicada. Los vectores representan las variables ambientales evaluadas (oxígeno disuelto, temperatura, salinidad y las componentes (u,v) de la corriente) y su contribución.

En la ZONA 3, los dos principales componentes en conjunto (PC1+PC2) explicaron 70.1% en verano, 63.9% en otoño, 71.3% en invierno y 63.7% en primavera (**Tabla 6** y **Figura 64**). En todas las estaciones, PC1 fue el componente dominante con 44.2% en verano, 39.2% en otoño, 45.3% en invierno y 36.7% en primavera. El patrón de variables asociadas a PC1 es consistente, prevaleciendo la salinidad junto con temperatura y el contenido de OD, aunque con la influencia principal de OD y salinidad durante la primavera y el otoño.



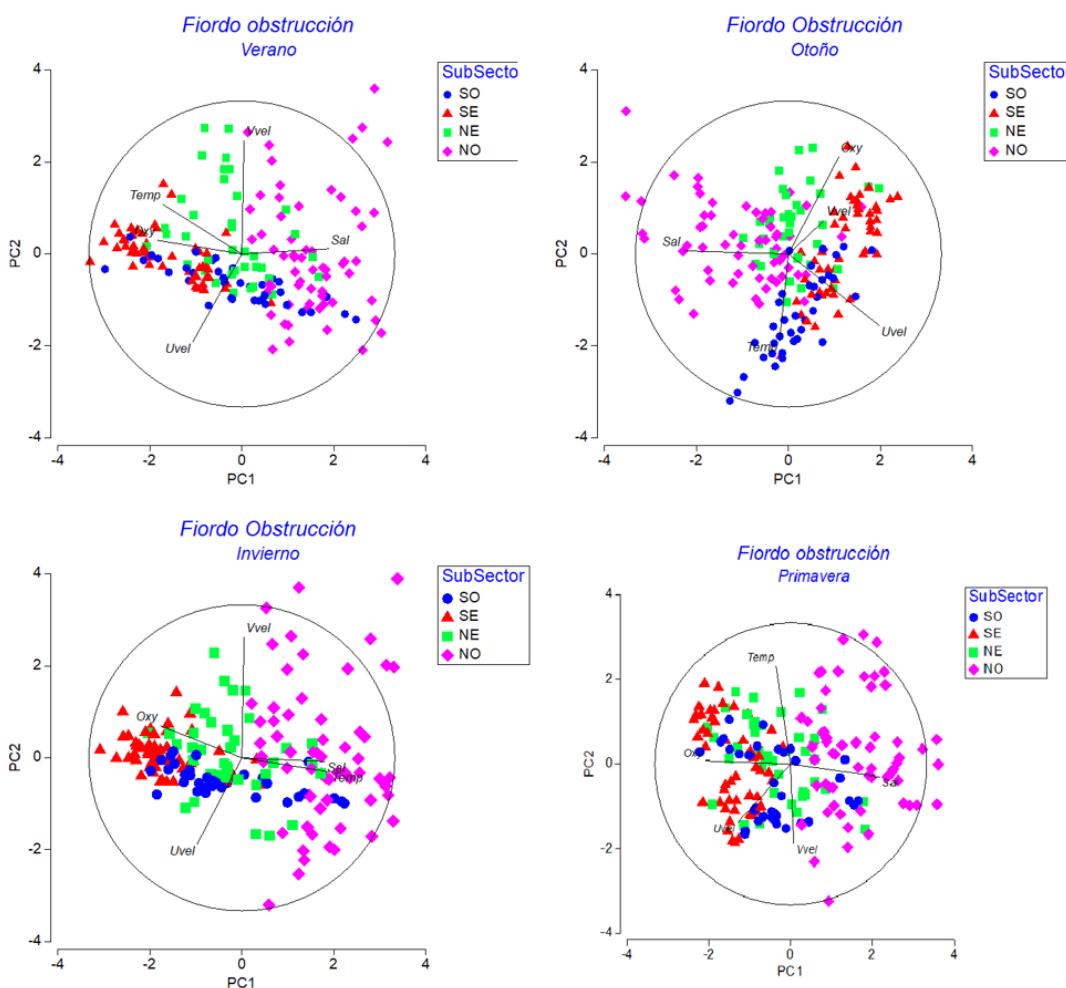
**Figura 64.** Análisis PCA estacional para la ZONA 3. Cada panel corresponde a una estación climática y los ejes indican el porcentaje de varianza explicada. Los vectores representan las variables ambientales evaluadas (oxígeno disuelto, temperatura, salinidad y las componentes (u,v) de la corriente) y su contribución.

En la ZONA 4, los dos primeros componentes (PC1+PC2) explicaron 74.7% en verano, 74.4% en otoño, 83.4% en invierno y 82.8% en primavera (**Tabla 6** y **Figura 65**). En todas las estaciones, PC1 fue el componente dominante con 49.6% en verano, 53.8% en otoño, 63.5% en invierno y 55.5% en primavera. En términos de forzantes, PC1 se relaciona principalmente con salinidad, temperatura y OD durante el verano y el invierno, mientras que, la salinidad y el OD ejercen un mayor control en la variabilidad ambiental de esta zona durante la primavera, y las corrientes con el OD durante el otoño.



**Figura 65.** Análisis PCA estacional para la ZONA 4. Cada panel corresponde a una estación climática y los ejes indican el porcentaje de varianza explicada. Los vectores representan las variables ambientales evaluadas (oxígeno disuelto, temperatura, salinidad y las componentes (u,v) de la corriente) y su contribución.

Por último, en la ZONA 5 los dos primeros componentes (PC1+PC2) explicaron 74.7% en verano, 57.1% en otoño, 77.8% en invierno y 67.4% en primavera (**Tabla 6** y **Figura 66**). En todas las estaciones, PC1 fue el componente dominante con 49.6% en verano, 32.2% en otoño, 54.1% en invierno y 42.5% en primavera. Al igual que en la ZONA 4, el patrón de PC1 estuvo liderado por la temperatura, salinidad y OD durante verano e invierno, en tanto que, la salinidad y OD dominaron en primavera, y la corriente y OD en otoño.



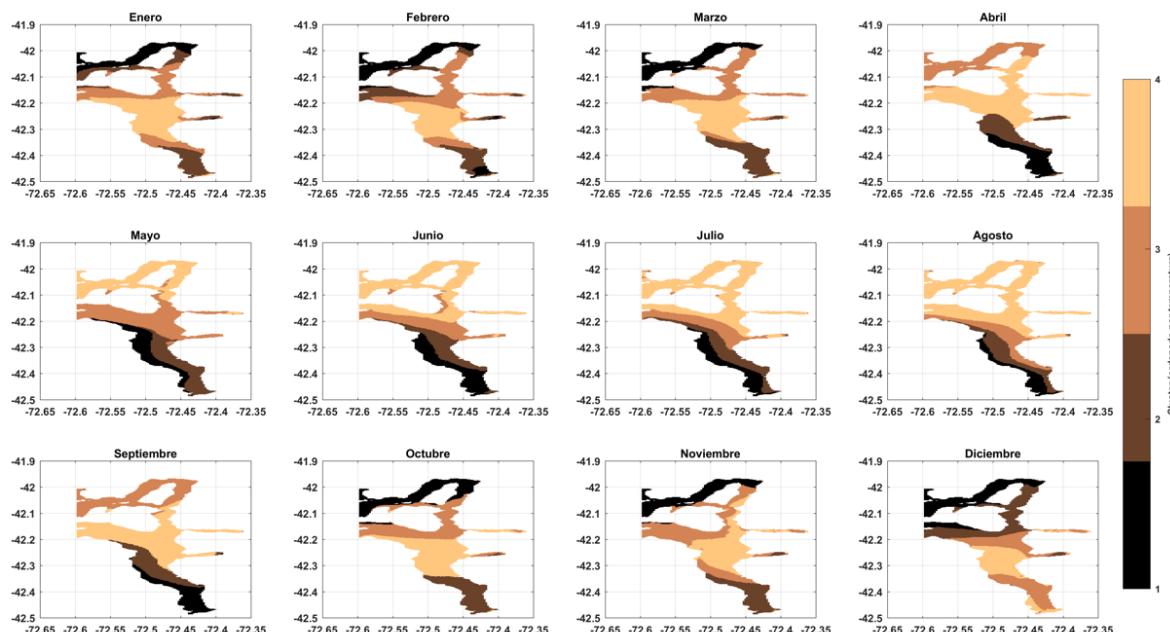
**Figura 66.** Análisis PCA estacional para la ZONA 5. Cada panel corresponde a una estación climática y los ejes indican el porcentaje de varianza explicada. Los vectores representan las variables ambientales evaluadas (oxígeno disuelto, temperatura, salinidad y las componentes (u,v) de la corriente) y su contribución.

En resumen, el análisis de componentes principales aplicado a los cinco sectores definidos en GAM permitió identificar patrones consistentes en la estructura ambiental de la región, con porcentajes de varianza explicada por PC1+PC2 generalmente superiores al 60% en todas las estaciones climáticas y sectores evaluados. En términos espaciales, se observó que el oxígeno disuelto, la temperatura y la salinidad fueron las variables dominantes en la mayor parte de las zonas y estaciones, modulando la variabilidad ambiental, mientras que la influencia de la magnitud total de velocidad de las corrientes fue más acotada y localizada (particularmente en otoño en las Zonas 4 y 5). A nivel temporal, PC1 fue sistemáticamente el componente principal, explicando entre un tercio y más de la mitad de la variabilidad ambiental en todos los casos. En conjunto, los resultados muestran una zonificación coherente entre los patrones espaciales definidos por los clusters y la estructura multivariada de los forzantes ambientales, destacando que OD, temperatura y salinidad constituyen los ejes principales

de variabilidad en GAM, mientras que las corrientes estarían actuando como moduladores secundarios y estacionales (al menos en términos de la magnitud total de velocidad de la corriente).

#### 4.4.4 Agrupamiento de patrones ambientales mediante análisis de clusters en el fiordo Comau

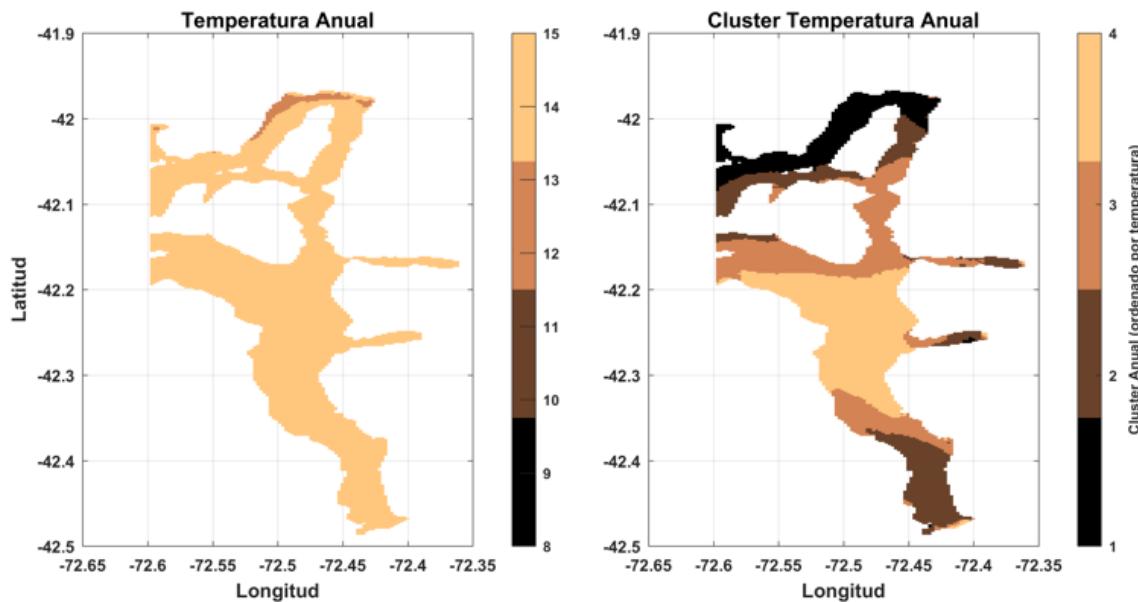
Los resultados del análisis de clusters mensuales y anual para la temperatura en el fiordo Comau se presentan en la **Figura 67** y **Figura 68**. A escala mensual, se identificaron cuatro agrupamientos principales que se mantienen con alta persistencia espacial a lo largo del año, diferenciando la zona norte y sur del sistema. Durante el verano (enero–marzo) se observó un marcado contraste latitudinal, con los sectores norte y sur dominados por los clusters fríos (1-2), mientras que las zonas intermedias se asociaron a los clusters más cálidos (3-4). En los meses de otoño e invierno (abril–agosto) la estructura térmica se atenúa, predominando categorías intermedias (clusters 2-3), mientras que la parte sur fue más fría (cluster 1) y la parte norte más cálida (cluster 4). Hacia la primavera (septiembre–diciembre) reaparece el gradiente estacional, reforzándose el patrón norte–sur previamente observado en el verano. Estos resultados evidencian que la distribución de clusters de temperatura está principalmente modulada por la estacionalidad y por un marcado gradiente térmico latitudinal a lo largo del fiordo.



**Figura 67.** Distribución mensual de clusters de temperatura superficial (0-20 m) en el fiordo Comau a partir de los datos del modelo hidrodinámico para el año 2017. Los clusters están ordenados de acuerdo con la variabilidad térmica (1=más frío, 4=más cálido).

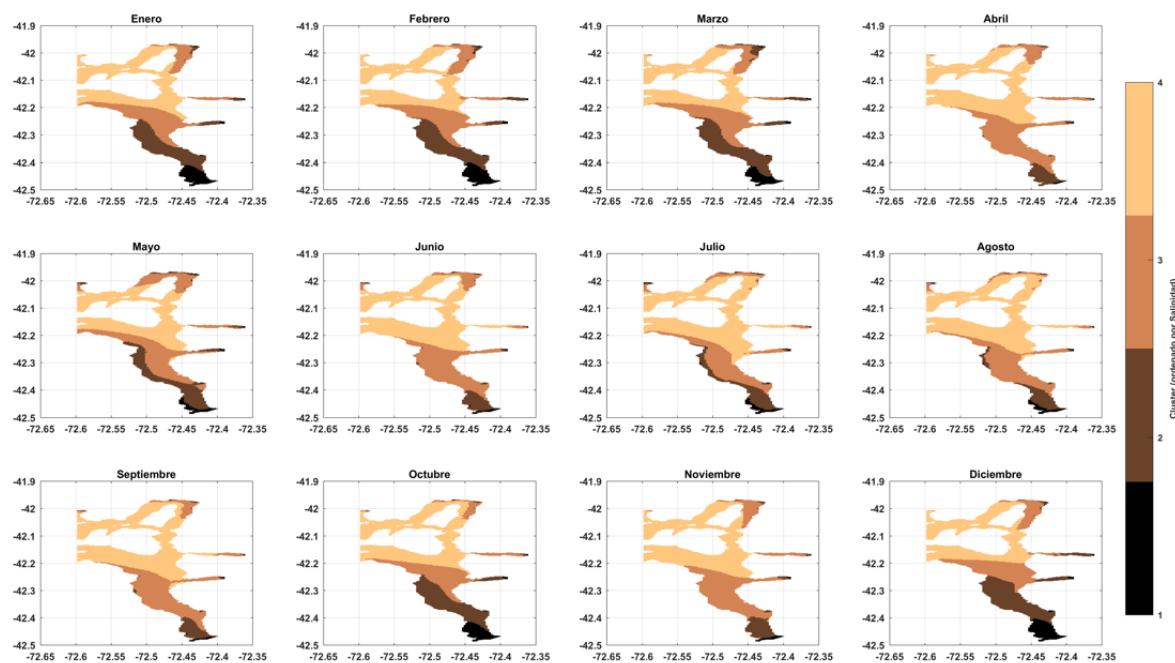
El análisis del promedio anual refuerza los patrones descritos a escala mensual, resaltando el gradiente térmico norte–sur, con clusters de menor temperatura (1-2) concentrados en los extremos norte y sur del fiordo, y temperaturas más moderadas en la zona intermedia (clusters 3-4). Esta representación anual confirma que la variabilidad térmica del fiordo mantiene un marcado gradiente latitudinal como rasgo estructural del sistema. Además, cabe notar que, en el promedio anual las

temperaturas más frías (<11°C) no se observaron debido a que las temperaturas fueron mayores a ese umbral durante la mayor parte del año (enero-abril y septiembre-diciembre) desplazando el promedio hacia los valores altos.

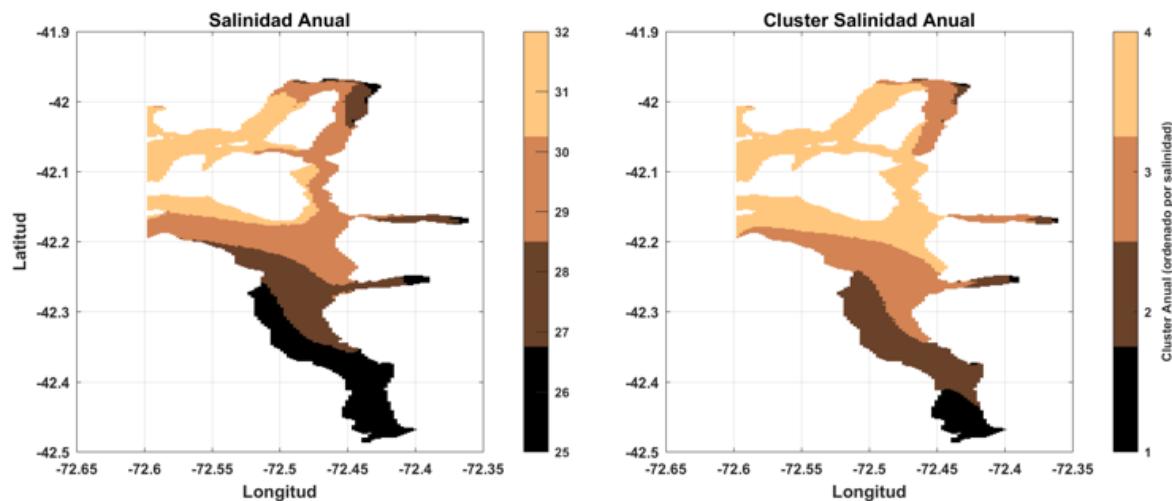


**Figura 68.** Temperatura superficial (0-20 m) promedio anual (panel izquierdo en unidades de °C) y clasificación anual de clusters (panel derecho) a partir de los datos modelados en el fiordo Comau durante 2017.

Los resultados del análisis de clusters de salinidad se presentan en la **Figura 69** y **Figura 70**. En general, los valores más bajos de salinidad (clusters 1-2) se concentraron de forma persistente en el extremo sur, mientras que las zonas intermedias y norte presentaron valores más altos (clusters 3-4), configurando un gradiente norte-sur bien definido. A diferencia de la temperatura, la organización espacial de la salinidad exhibe menor variación estacional, manteniendo un patrón casi invariable a lo largo del año. Esta distribución espacial es reforzada por el análisis del promedio anual mostrando baja salinidad en el sector sur y alta salinidad en las áreas centro-norte, con transiciones graduales entre clusters. En conjunto, estos resultados indican que la salinidad superficial en el fiordo Comau presenta una estructura espacial modulada por aportes de agua dulce en el sur y el intercambio con agua de origen oceánico en el norte.

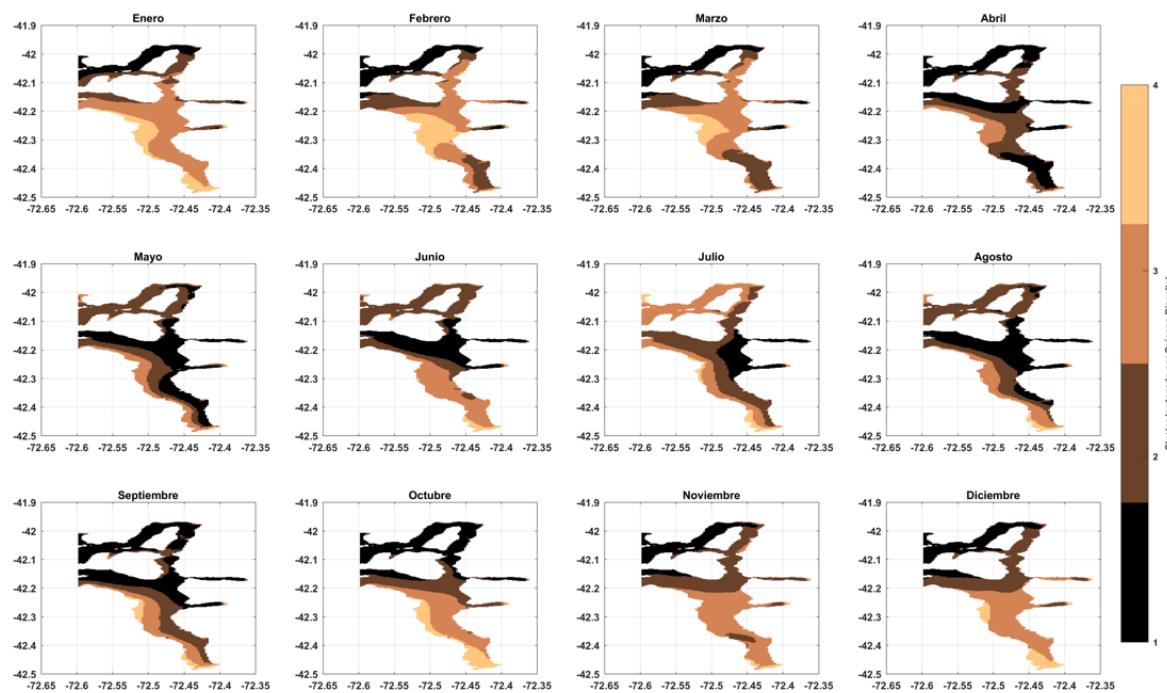


**Figura 69.** Distribución mensual de clusters de salinidad superficial (0-20 m) en el fiordo Comau a partir de los datos del modelo hidrodinámico para el año 2017. Los clusters están ordenados de acuerdo con la variabilidad halina (1=menor salinidad, 4=mayor salinidad).

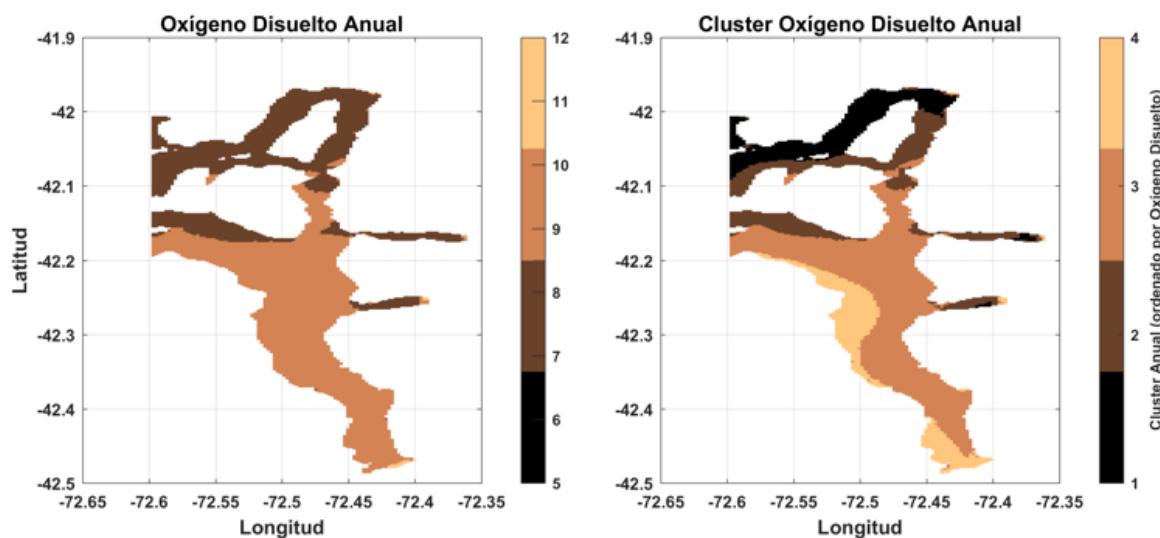


**Figura 70.** Salinidad superficial (0-20 m) promedio anual (panel izquierdo en unidades de salinidad) y clasificación anual de clusters (panel derecho) a partir de los datos modelados en el fiordo Comau durante 2017.

La distribución espacial por clusters en términos del oxígeno disuelto (OD) se presentan en la **Figura 71** y **Figura 72**. A escala mensual, durante el verano (enero–marzo) predominaron los clusters asociados a un mayor contenido de OD (3-4) en gran parte del fiordo, mientras que hacia el otoño e invierno (abril–agosto) aumenta la presencia de clusters de menor contenido de OD (1-2), especialmente en las zonas norte y central. En primavera (septiembre–diciembre) se recupera parcialmente el predominio de valores altos de OD (clusters 3-4), evidenciando una clara señal estacional. Cabe destacar que la zona norte mostró una marcada persistencia hacia un menor contenido de OD (cluster 1) a lo largo del año, con la excepción de julio. El promedio anual confirmó este gradiente latitudinal, con menores valores de OD (~7 mg/L, clusters 1-2) principalmente en los sectores norte y oeste, en contraste con mayores concentraciones de OD (~8-10 mg/L, clusters 3-4) en la zona central y sur del fiordo.

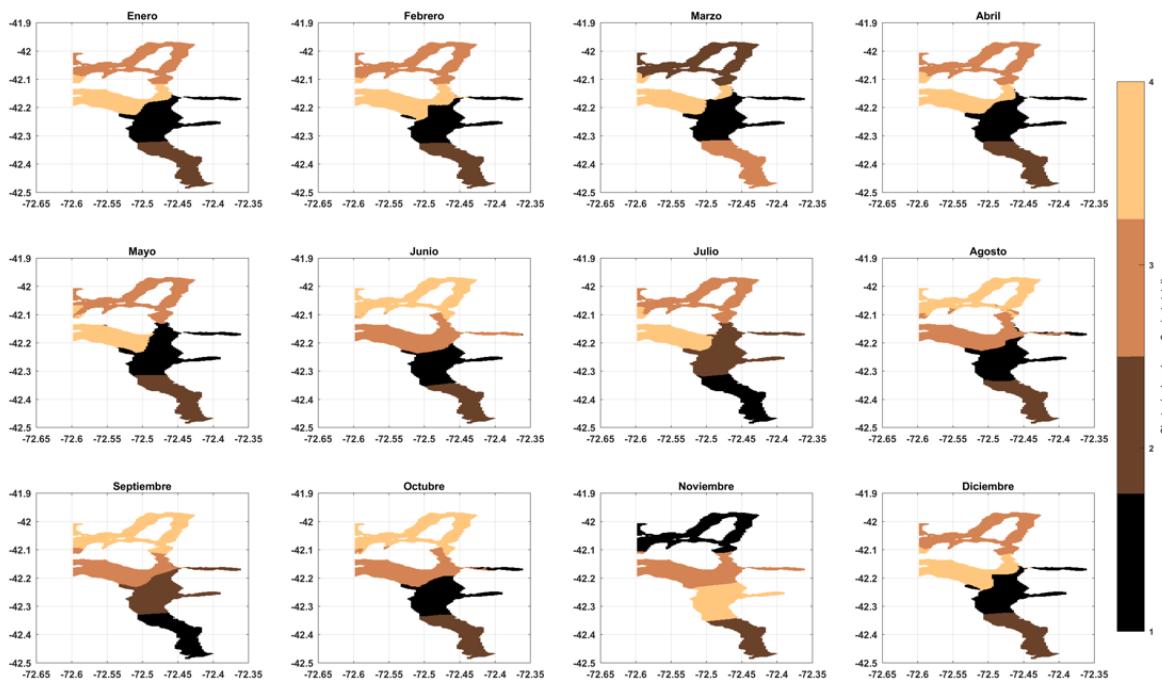


**Figura 71.** Distribución mensual de clusters de oxígeno disuelto superficial (0-20 m) en el fiordo Comau a partir de los datos del modelo hidrodinámico para el año 2017. Los clusters están ordenados de acuerdo con la variabilidad en la concentración de oxígeno disuelto (1 = menor, 4 = mayor).

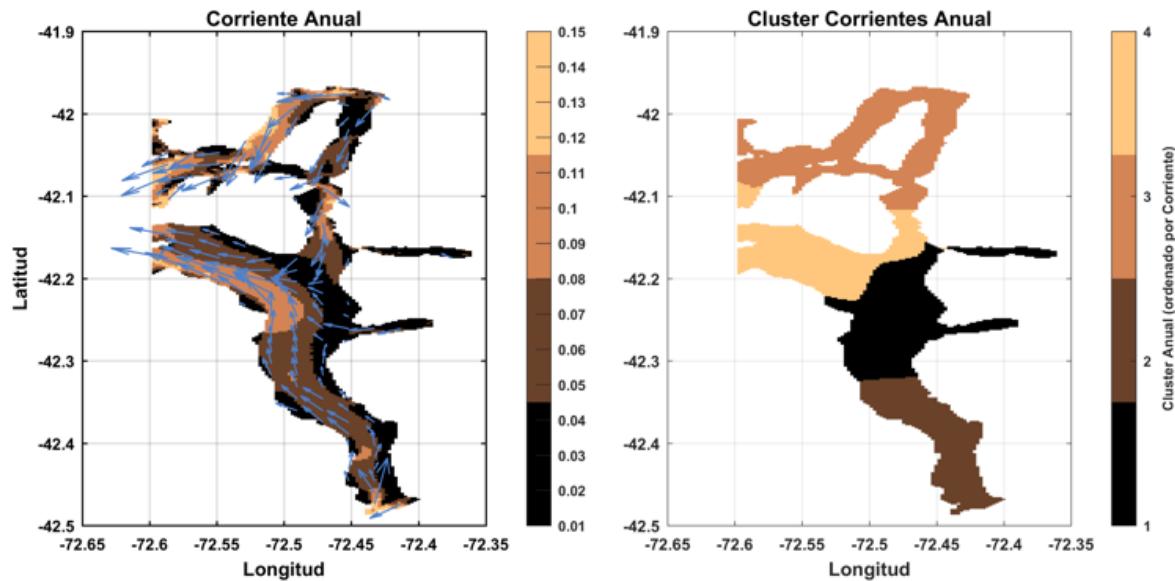


**Figura 72.** Oxígeno disuelto superficial (0-20 m) promedio anual (panel izquierdo en unidades de mg/L) y clasificación anual de clusters (panel derecho) a partir de los datos modelados en el fiordo Comau durante 2017.

Por último, los resultados del análisis de clusters mensuales y promedio anual para la intensidad de la corriente superficial en Comau se presentan en la **Figura 73** y **Figura 74**, respectivamente. A escala mensual, los clusters 1 y 2 asociados a una menor intensidad de corriente, predominaron gran parte del año en la zona sur del fiordo, a excepción de marzo y noviembre cuando la corriente se intensificó ligeramente en esta zona. Por su parte, los clusters 3 y 4 asociados a una mayor intensidad, se concentraron principalmente en la zona norte, dada su mayor interacción con el mar interior de Chiloé. Esta distribución se mantuvo a lo largo de las estaciones, con ligeras variaciones en extensión, evidenciando un gradiente de intensidad de corrientes norte-sur bien definido. El promedio anual confirmó esta distribución, con los clusters 1–2 (intensidad baja ~0.01–0.08 m/s) concentrados en el extremo sur, mientras que los clusters 3–4 (intensidad moderada-alta ~0.08–0.15 m/s) se distribuyeron principalmente en la franja centro-norte, delineando un gradiente de energía cinética que refleja la persistencia de una circulación más activa en el eje norte del fiordo.



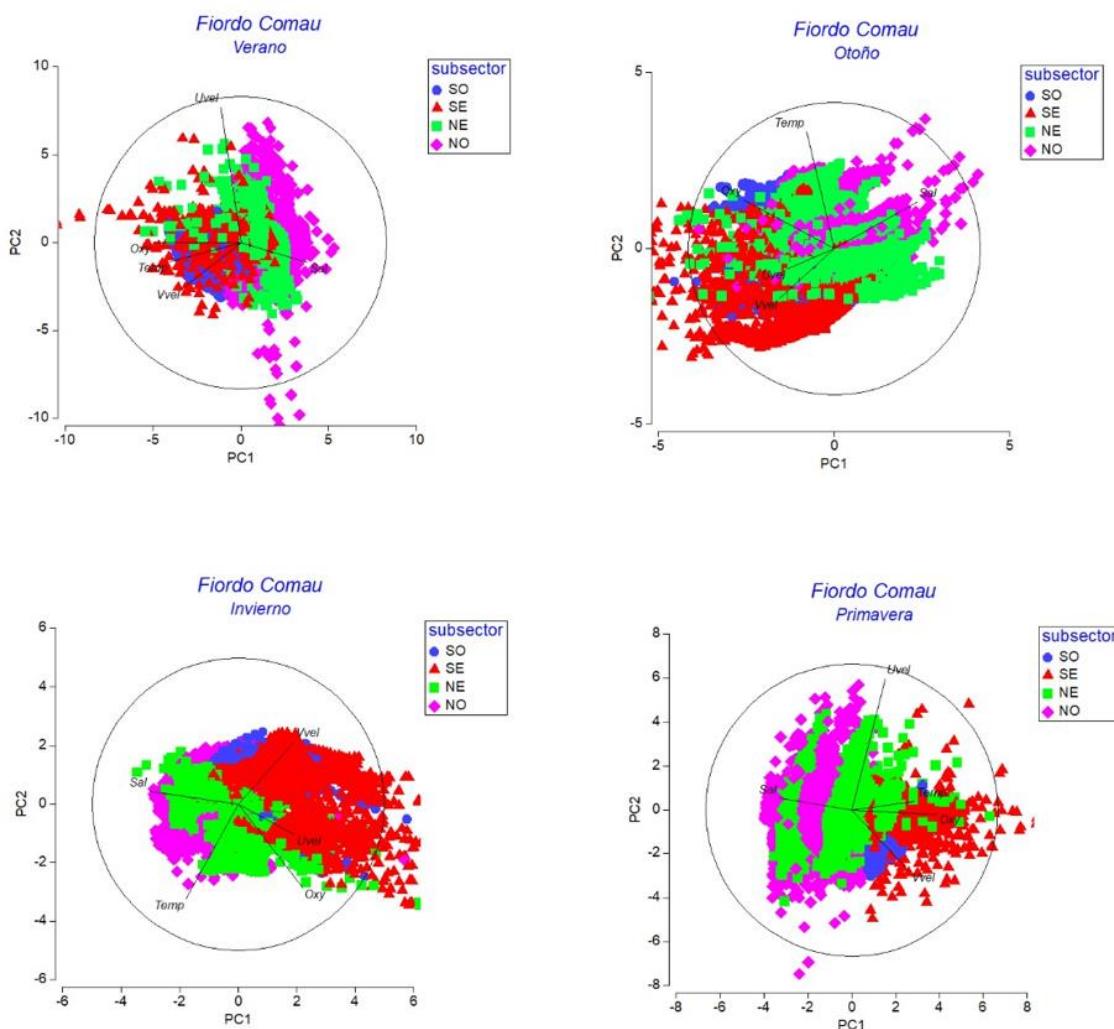
**Figura 73.** Distribución mensual de clusters de corriente superficial (0-20 m) en el fiordo Comau a partir de los datos del modelo hidrodinámico para el año 2017. Los clusters están ordenados de acuerdo con la variabilidad en la intensidad de la corriente (1 = menor, 4 = mayor).



**Figura 74.** Corriente total superficial (0-20 m) promedio anual (panel izquierdo en unidades de m/s) y clasificación anual de clusters (panel derecho) a partir de los datos modelados en el fiordo Comau durante 2017.

#### 4.4.5 Forzantes ambientales dominantes en el fiordo Comau

En el fiordo Comau, los dos principales componentes (PC1+PC2) explicaron entre 63,2% y 72,3% de la varianza total de las variables ambientales a lo largo del año (**Tabla 7 y Figura 75**). En todas las estaciones climáticas el componente dominante fue PC1, asociado principalmente al contenido de OD, temperatura y salinidad, con 46.1% de varianza explicada en verano, 43.5% en invierno y 53.1% en primavera. En otoño, el contenido de OD y la salinidad se destacaron como los principales forzantes ambientales del sistema (37.3% de varianza explicada). En contraste, los componentes de variabilidad vinculados a la intensidad de la corriente superficial actuaron como factores secundarios, modulando la dinámica ambiental especialmente en primavera y verano.



**Figura 75.** Análisis PCA estacional para el fiordo Comau. Cada panel corresponde a una estación climática y los ejes indican el porcentaje de varianza explicada. Los vectores representan las variables ambientales evaluadas (oxígeno disuelto, temperatura, salinidad y las componentes (u,v) de la corriente) y su contribución.

**Tabla 7.** Resumen del PCA por zona y estación climática en el fiordo Comau\*

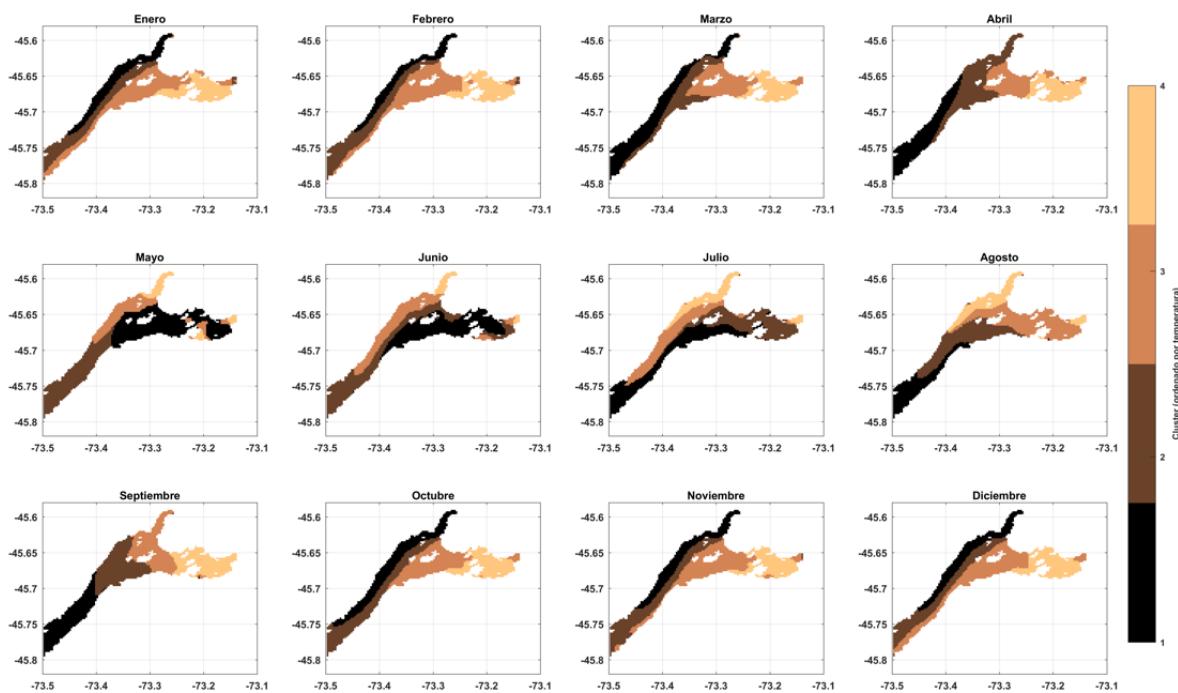
Estación Climática	%total de varianza explicada	% Varianza PC1	Variables asociadas PC1	%Varianza PC2	Variables asociadas PC2
Verano	66,7	46,10%	OD, TEMP, SAL	20,60%	VEL
Otoño	63,2	37,30%	OD, SAL	25,90%	TEMP
Invierno	68,7	43,50%	OD, TEMP, SAL	25,20%	TEMP, VEL
Primavera	72,3	53,10%	OD, TEMP, SAL	19,20%	VEL

\*Para cada estación climática la tabla indica: % total de varianza explicada por el conjunto PC1-PC2, la varianza individual de PC1 y PC2, y las variables con mayor contribución a cada componente. Las variables consideradas son oxígeno disuelto (OD), temperatura (TEMP), salinidad (SAL) y la velocidad de corrientes (VEL) que incluye la componente zonal (U) y meridional (V).

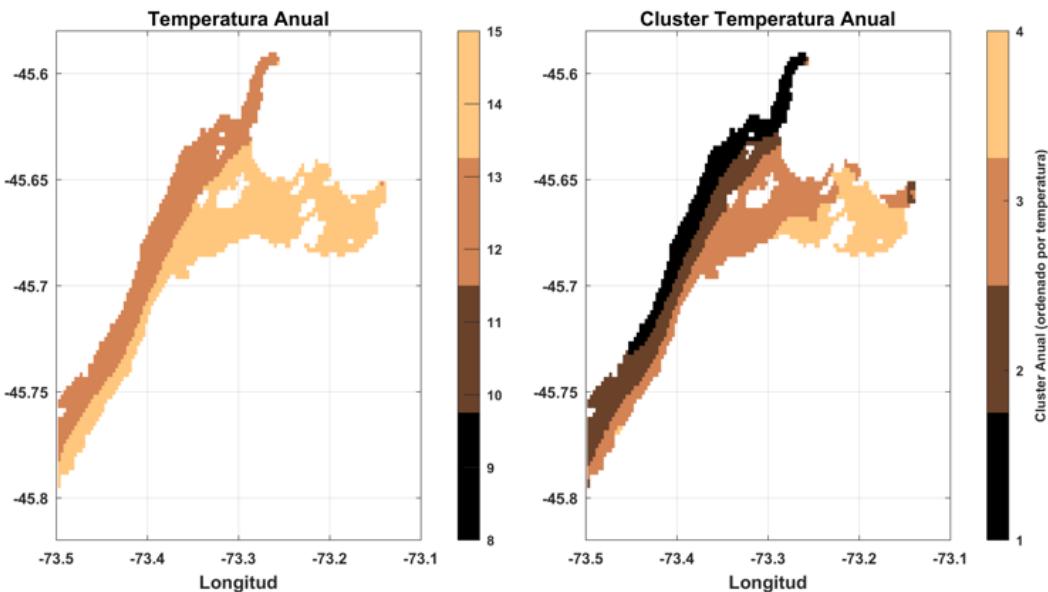
#### 4.4.6 Agrupamiento de patrones ambientales mediante análisis de clusters en el fiordo Quintralco

Los resultados del análisis de clusters mensual y anual para la temperatura en el fiordo Quintralco se presentan en la **Figura 76** y **Figura 77**. A lo largo del año se observó un marcado gradiente térmico, con los sectores internos y la boca del fiordo dominados por los clusters fríos (1-2), mientras que el área noreste próxima a la cabeza del fiordo mostró una mayor asociación con los clusters cálidos (3-4). En contraste, hacia finales del otoño y gran parte del invierno (mayo-julio) se observó una tendencia hacia clusters fríos (1-2) en la cabeza del fiordo y un aumento de la presencia de clusters cálidos (3-4) en la sección noroeste del fiordo. La distribución espacial de clusters como promedio anual confirma este marcado gradiente térmico, evidenciando menor temperatura ( $<13^{\circ}\text{C}$ , clusters 1-2) en la sección noroeste frente a un aumento en la temperatura ( $>13^{\circ}\text{C}$ , clusters 3-4) en la porción este y la cabeza del fiordo.

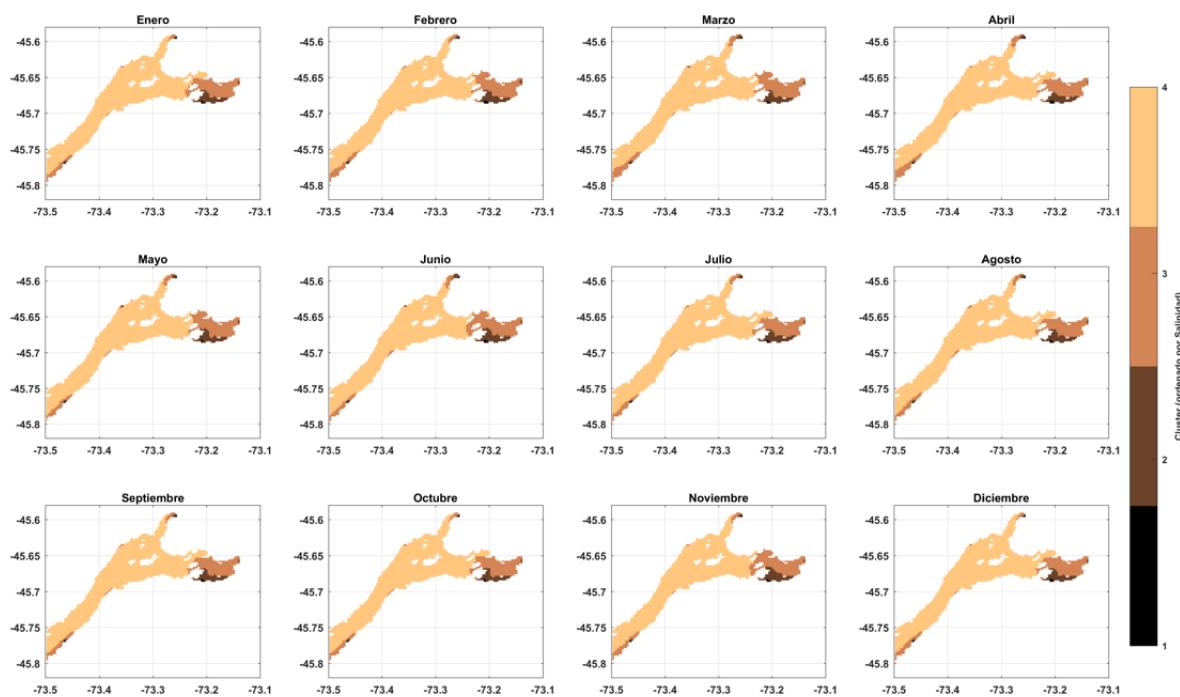
En relación con la salinidad, la distribución espacial de agrupamientos por clusters en Quintralco se muestra a escala mensual en la **Figura 78** y como promedio anual en la **Figura 79**. A lo largo del año los cuatro agrupamientos principales mantuvieron una distribución espacial estable, con un marcado gradiente de menor a mayor salinidad desde la cabeza hasta la boca del fiordo, con solo pequeñas diferencias mensuales en la extensión espacial del cluster 3 en el sector noreste (cabeza). El mapa promedio de cluster anual evidencia de forma más clara este marcado gradiente, mostrando valores de salinidad menores a  $\sim 26$  (clusters 1-2) en el sector noreste de la cabeza del fiordo, frente a una amplia influencia de agua con mayor salinidad ( $>26$ ; clusters 3-4) en la parte central y noroeste del fiordo.



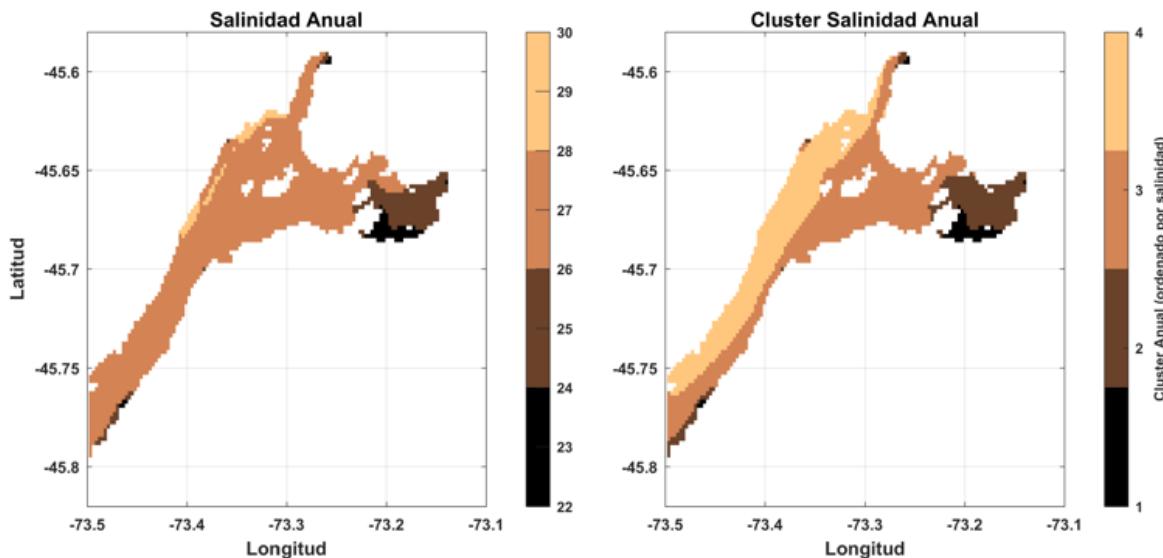
**Figura 76.** Distribución mensual de clusters de temperatura superficial (0-20 m) en el fiordo Quintralco a partir de los datos del modelo hidrodinámico para el año 2017. Los clusters están ordenados de acuerdo con la variabilidad térmica (1=más frío, 4=más cálido).



**Figura 77.** Temperatura superficial (0-20 m) promedio anual (panel izquierdo en unidades de °C) y clasificación anual de clusters (panel derecho) a partir de los datos modelados en el fiordo Quintralco durante 2017.

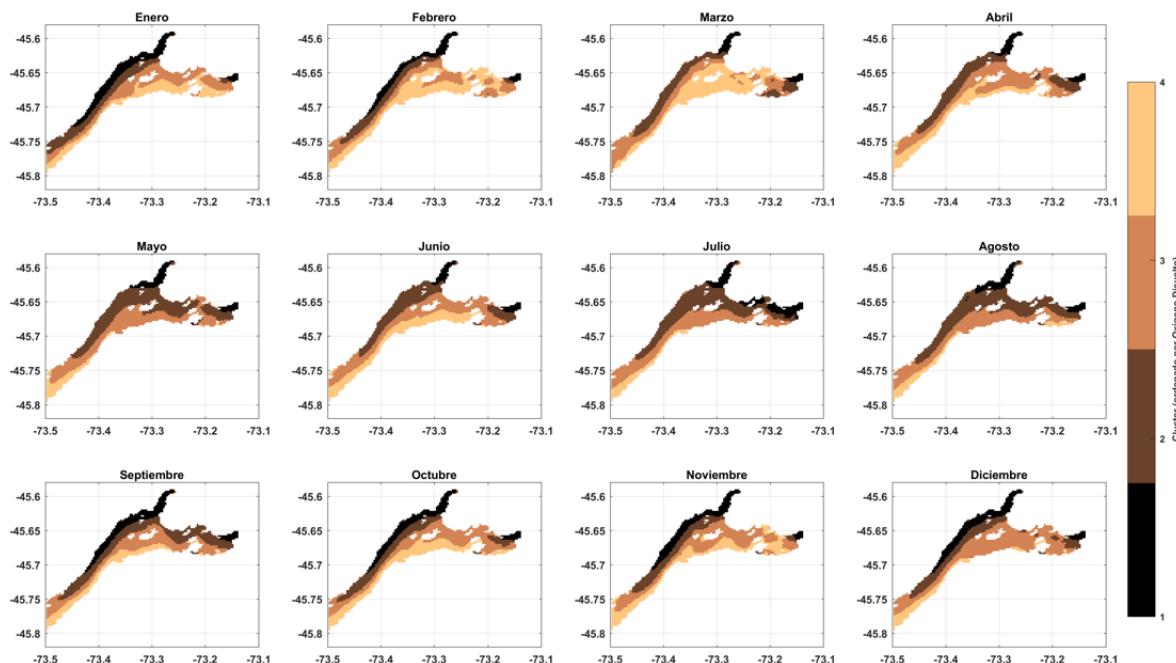


**Figura 78.** Distribución mensual de clusters de salinidad superficial (0-20 m) en el fiordo Quintralco a partir de los datos del modelo hidrodinámico para el año 2017. Los clusters están ordenados de acuerdo con la variabilidad halina (1=menor salinidad, 4=mayor salinidad).

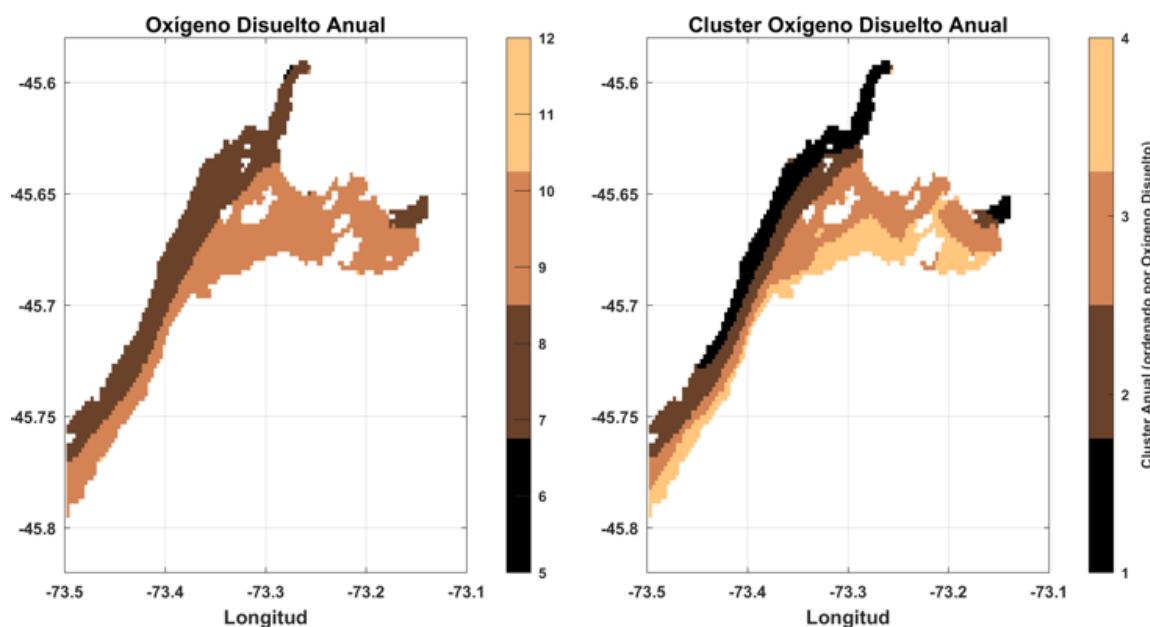


**Figura 79.** Salinidad superficial (0-20 m) promedio anual (panel izquierdo en unidades de salinidad) y clasificación anual de clusters (panel derecho) a partir de los datos modelados en el fiordo Quintralco durante 2017.

Los resultados del análisis de clusters mensuales y anual para el oxígeno disuelto (OD) en el fiordo Quitrailco se presentan en la **Figura 80** y **Figura 81**. El agrupamiento por clusters de OD mostró un marcado gradiente a lo largo del año, con las menores concentraciones de oxígeno (clusters 1-2) en la porción noroeste y en la sección noreste de la cabeza del fiordo, siendo aún más extensas estas zonas de bajo contenido de OD durante los meses de otoño e invierno. En contraste, la porción interna y sureste del fiordo mostró una tendencia a mayores concentraciones de OD (clusters 3-4). Esto se refleja también en el mapa de cluster promedio anual, evidenciando menores valores de OD (<8 mg/L, clusters 1-2) en la sección noroeste del fiordo y sección noreste de la cabeza, frente a un aumento en el contenido de OD (>8 mg/L, clusters 3-4) en la porción este-sureste del fiordo.

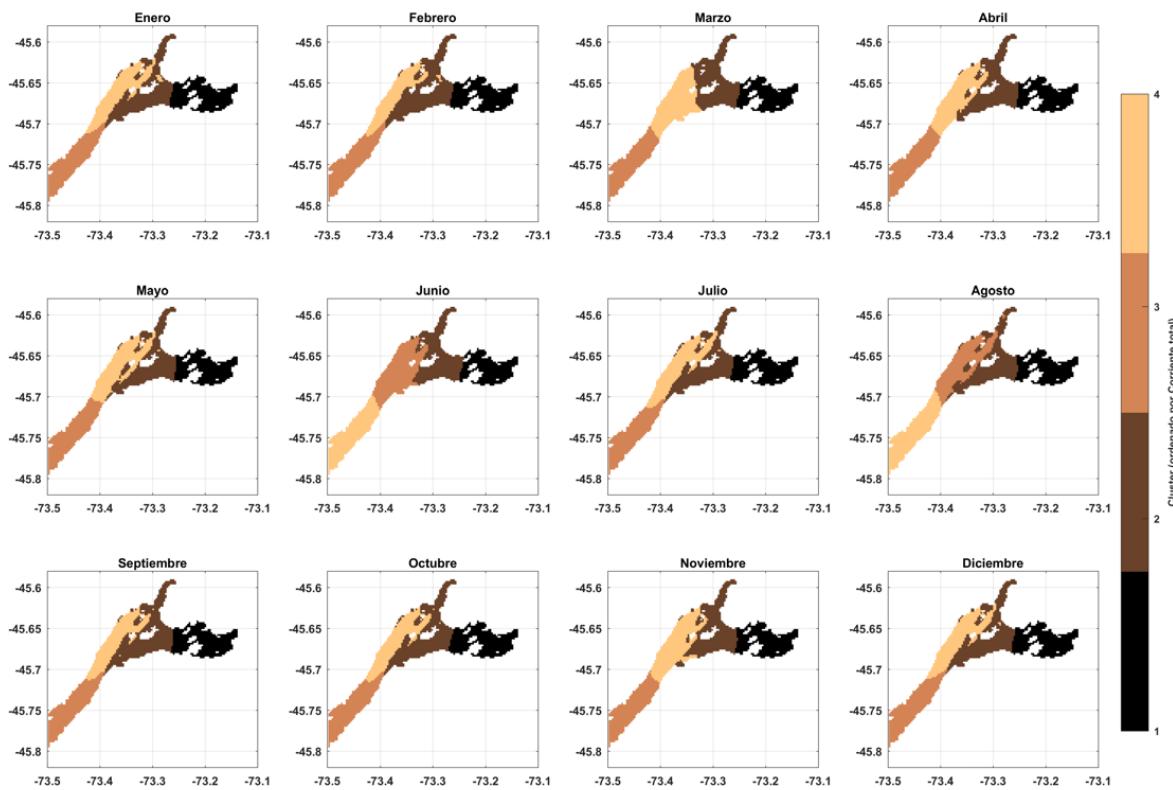


**Figura 80.** Distribución mensual de clusters de oxígeno disuelto superficial (0-20 m) en el fiordo Quitrailco a partir de los datos del modelo hidrodinámico para el año 2017. Los clusters están ordenados de acuerdo con la variabilidad en la concentración de oxígeno disuelto (1 = menor, 4 = mayor).

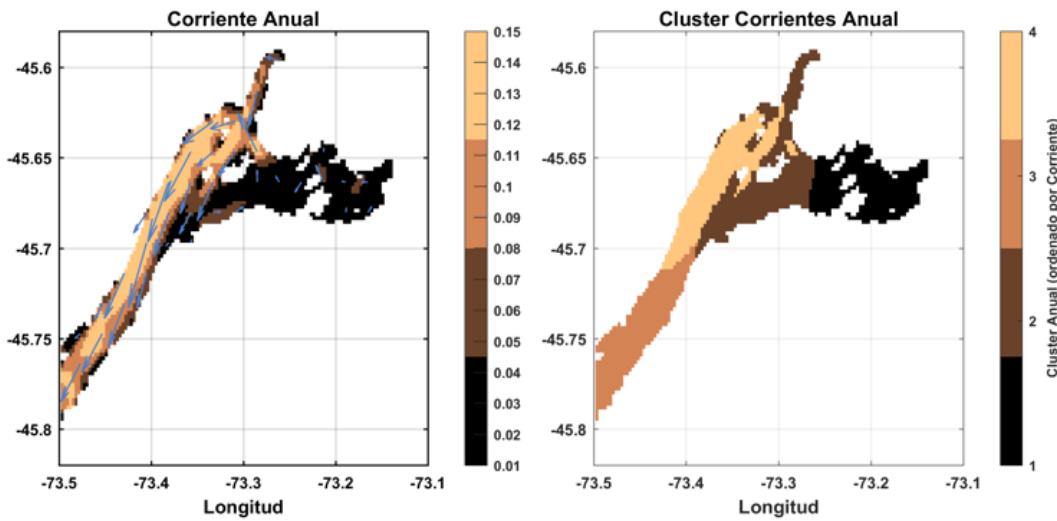


**Figura 81.** Oxígeno disuelto superficial (0-20 m) promedio anual (panel izquierdo en unidades de mg/L) y clasificación anual de clusters (panel derecho) a partir de los datos modelados en el fiordo Quintralco durante 2017.

Finalmente, el análisis de agrupamiento por clusters mensuales y promedio anual para la intensidad de la corriente superficial en el fiordo Quintralco se presenta en la **Figura 82** y **Figura 83**. A escala mensual los cuatro clusters identificados mostraron un patrón espacial persistente durante el año, caracterizado por corrientes menos intensas en la cabeza del fiordo y de mayor intensidad en la boca. Esta distribución espacial se mantuvo casi constante en los meses analizados, con una pequeña variación en la intensidad de la corriente que ingresa al fiordo, alcanzando la mayor magnitud de corriente (cluster 4) en la boca del fiordo durante los meses de junio y agosto. El mapa de agrupamiento anual confirma este gradiente, evidenciando velocidades bajas ( $<0,08$  m/s; clusters 1-2) en la cabeza del fiordo, frente a valores de magnitud de la corriente superficial más altos ( $>0,11$  m/s; clusters 3-4) en la parte central y boca del fiordo.



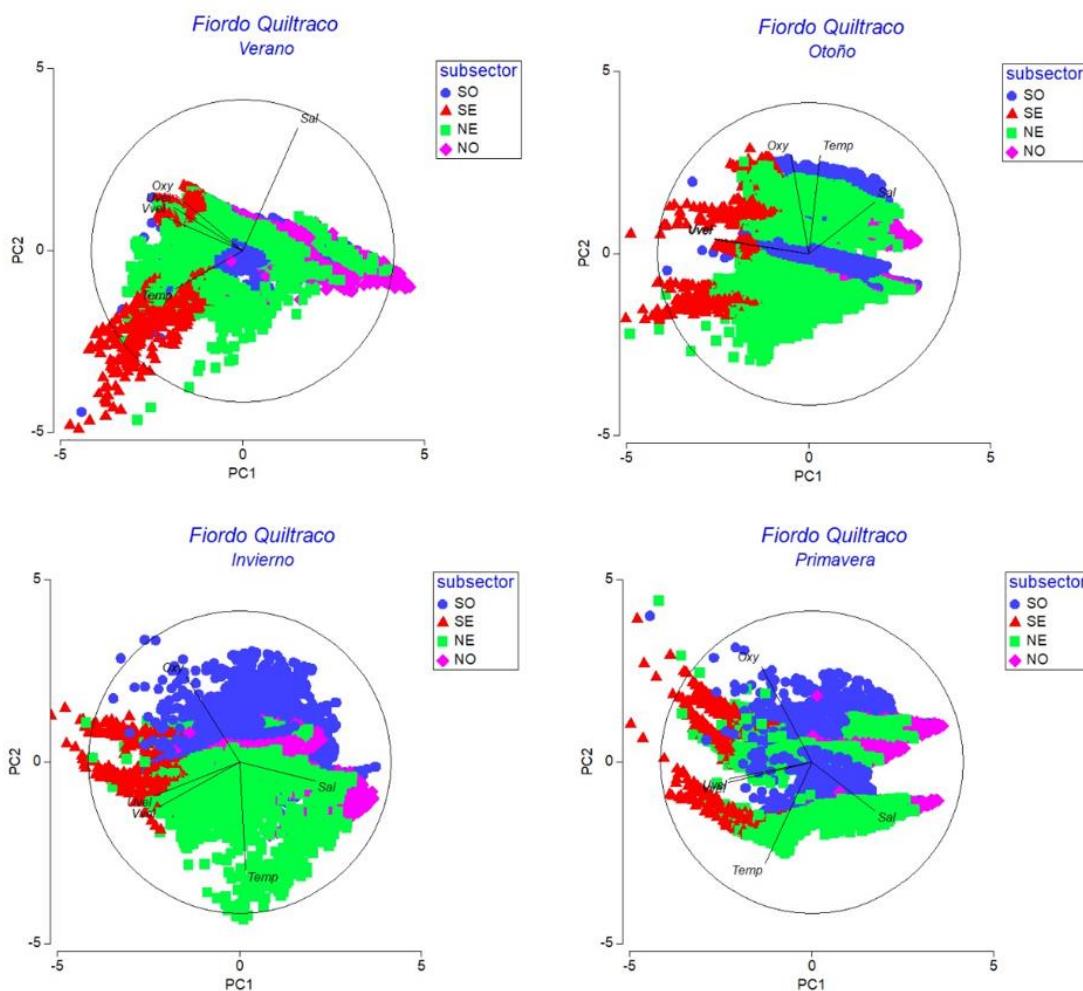
**Figura 82.** Distribución mensual de clusters de corriente superficial (0-20 m) en el fiordo Quintralco a partir de los datos del modelo hidrodinámico para el año 2017. Los clusters están ordenados de acuerdo con la variabilidad en la intensidad de la corriente (1 = menor, 4 = mayor).



**Figura 83.** Corriente total superficial (0-20 m) promedio anual (panel izquierdo en unidades de m/s) y clasificación anual de clusters (panel derecho) a partir de los datos modelados en el fiordo Quintralco durante 2017.

#### 4.4.7 Forzantes ambientales dominantes en el fiordo Quintralco

Los dos principales componentes (PC1+PC2) explicaron entre 63,0% y 71,8% de la varianza total ambiental en el fiordo Quintralco a lo largo del año (**Tabla 8 y Figura 84**). En todas las estaciones climáticas el componente dominante fue PC1, asociado principalmente a la salinidad y a la intensidad de la corriente superficial. Estas dos variables, de manera conjunta, explicaron ~44-48% de la variabilidad ambiental del fiordo durante el periodo de invierno-primavera, mientras que, de forma independiente la salinidad explicó ~55% de la variabilidad en verano y la corriente superficial un ~39% de la varianza en otoño. Si bien, estas variables destacaron como forzantes principales, el contenido de OD y la temperatura también ejercieron una influencia conjunta en la varianza del sistema (~23-24%), en tanto que las concentraciones de OD resultaron como factor relevante del sistema durante el periodo de verano.



**Figura 84.** Análisis PCA estacional para el fiordo Quintralco. Cada panel corresponde a una estación climática y los ejes indican el porcentaje de varianza explicada. Los vectores representan las variables ambientales evaluadas (oxígeno disuelto, temperatura, salinidad y las componentes (u,v) de la corriente) y su contribución.

**Tabla 8.** Resumen del PCA por zona y estación climática en el fiordo Quintralco\*

Estación Climática	%total de varianza explicada	% varianza PC1	Variables asociadas PC1	%Varianza PC2	Variables asociadas PC2
Verano	71,8	55,40%	SAL	16,40%	OD
Otoño	63	38,70%	VEL	24,40%	OD, TEMP
Invierno	68	44,60%	SAL, VEL	23,40%	OD, TEMP
Primavera	70,7	47,50%	SAL, VEL	23,10%	OD, TEMP

\*Para cada estación climática la tabla indica: % total de varianza explicada por el conjunto PC1-PC2, la varianza individual de PC1 y PC2, y las variables con mayor contribución a cada componente. Las variables consideradas son oxígeno disuelto (OD), temperatura (TEMP), salinidad (SAL) y la velocidad de corrientes (VEL) que incluye la componente zonal (U) y meridional (V).

Por último, los resultados obtenidos para GAM, fiordo Comau y fiordo Quintralco se discuten en relación con aspectos relevantes para la actividad acuícola, a fin de relacionar cualitativamente cómo la variabilidad ambiental identificada podría incidir en ésta. Entre los aspectos considerados se destacan el bienestar y la sanidad de los peces, tales como el riesgo de hipoxia asociado al contenido de OD o el estrés térmico vinculado a la temperatura; así como el riesgo sanitario por plagas y parásitos condicionado por rangos específicos de temperatura y salinidad.

## 5. DISCUSIÓN

### 5.1 Dinámica física de la zona adyacente noroccidental al Golfo Almirante Montt

El sistema del Golfo Almirante Montt (GAM) ampliamente analizado en la etapa I de este proyecto (Soto-Riquelme et al., 2024) y los canales adyacentes a éste (canales Sarmiento, Collingwood y Unión) conectados con los fiordos Staines y Taraba, se localizan en la región de Magallanes. Este sistema constituye un extenso estuario semicerrado, vinculado al océano costero a través del canal Sarmiento y se caracteriza por una línea de costa altamente intrincada, compuesta por islas, canales, fiordos y golfos, así como por una batimetría irregular que varía entre ~20-800 m de profundidad. La dinámica de este complejo sistema resulta de múltiples interacciones físicas que involucran la atmósfera, el aporte fluvial, el deshielo glaciar, el océano adyacente y la propagación de la onda de marea. Esta combinación de forzantes genera un entorno oceanográfico altamente dinámico, cuya comprensión resulta fundamental para interpretar los procesos que lo gobiernan, y de esta forma respaldar la toma de decisiones de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura dada la amplia presencia de actividades acuícolas en la región.

El intercambio de agua entre el océano y el mar interior está restringido por la batimetría que actúa como una barrera natural. En los canales y fiordos adyacentes a GAM, la profundidad varía entre 50 y 800 m, siendo el canal Sarmiento el punto más profundo y el canal Unión el más somero. En contraste, la batimetría dentro de GAM fluctúa entre 0-20 m en los canales Kirke y Santa María, alcanzando una profundidad máxima de ~500 m en la cabeza del fiordo Última Esperanza. Estas diferencias morfológicas condicionan significativamente la distribución de la salinidad, encontrando valores máximos de 24 g/kg al interior de GAM, mientras que los canales y fiordos adyacentes superan



los 33 g/kg. Esto sugiere que el Agua Subantártica (ASAA) penetra hasta el canal Unión y los fiordos Staines y Taraba, sin lograr superar las restricciones bathimétricas de Kirke y Santa María.

Un patrón similar se observa en la propagación de la onda de marea. Esta ingresa por el canal Sarmiento y se propaga hacia el fiordo Staines, canal Collingwood, fiordo Taraba y canal Unión, con una amplitud cercana a 1 metro. Sin embargo, al ingresar a GAM la onda de marea se atenúa en un 88% debido a las restricciones bathimétricas, lo que implica que su influencia dentro de GAM es mínima. Por el contrario, en los canales adyacentes su impacto es considerable y desempeña un papel crucial en la dinámica del sistema. Fenómenos similares de atenuación de la onda de marea y disipación de energía al atravesar umbrales poco profundos han sido documentados en otros sistemas estuarinos de Chile, como el seno Skyring (Soto et al., 2022), y a nivel internacional, en fiordos de Noruega (Stigebrandt, 1980), Columbia Británica (Foreman et al., 1995) y Nueva Zelanda (Pritchard et al., 2001). Estos procesos afectan directamente los mecanismos de mezcla e intercambio vertical y horizontal en los sistemas estuarinos.

En la escala temporal, el sistema de canales (Sarmiento, Collingwood y Unión) conectados con GAM y con los fiordos Staines y Taraba, está fuertemente influenciado por la variabilidad estacional. Esta influencia se debe a que los principales forzantes (viento y descarga de agua dulce) presentan patrones estacionales marcados y comparten un régimen energético similar. El análisis de las 130 cuencas, traducido a 886 m<sup>3</sup>/s de agua dulce que drenan hacia el sistema, revela un ciclo anual caracterizado por máximas descargas durante primavera-verano, y mínimos valores en invierno, indicando que la mayoría de los ríos son de origen glaciar y responden al ciclo anual de la temperatura atmosférica. Esta cantidad de agua dulce le brinda al sistema un gradiente robusto de densidad horizontal que induce a un tipo de circulación estuarina o gravitacional con dirección este-oeste, es decir, desde el fiordo Última Esperanza hacia el canal Sarmiento. En paralelo, las mayores velocidades del viento con dirección predominante oeste-este, también se registran durante el periodo de primavera-verano, disminuyendo en invierno con eventos aislados. En los canales adyacentes a GAM, el efecto del viento se ve intensificado en la capa superficial debido a la orientación geográfica de estos canales, favoreciendo y amplificando el efecto del viento en esta capa a lo largo del eje longitudinal de los canales Sarmiento, Collingwood y Unión. En este contexto, si bien se identifican dos forzantes principales actuando en direcciones opuestas (viento y descarga de agua dulce), el régimen estacional que comparten es similar, promoviendo una marcada variabilidad espacial en la circulación superficial del sistema.

En este sentido, la corriente superficial promedio al interior de GAM se orienta desde el este hacia el oeste, indicando que la circulación gravitacional domina sobre el forzamiento del viento. En contraste, en la zona adyacente a GAM (canales Sarmiento, Collingwood, Unión, y los fiordos Taraba y Staines) la corriente superficial promedio se dirige del noroeste al sureste, sugiriendo que en estas zonas el viento es el forzante predominante por sobre la circulación inducida por el gradiente de densidad. Esta diferencia espacial se explica por la cercanía al mayor punto de descarga de agua dulce del sistema, la orientación geográfica y la exposición de los canales a la dirección del viento. En otras regiones estuarinas, como la Patagonia norte, también se ha descrito el efecto del viento sobre la circulación estuarina. Por ejemplo, Soto-Riquelme et al. (2023) analizaron el canal Moraleda y demostraron que el estrés del viento puede modificar o incluso interrumpir la circulación estuarina. Sin embargo, en los



canales comprendidos entre Sarmiento y Unión, el viento no rompe la circulación estuarina, sino que la profundiza. La capa profunda que se desplaza hacia el norte presenta una estructura suficientemente robusta que se mantiene a pesar del forzamiento del viento, mientras que la capa superficial es más susceptible a la influencia de este forzante favoreciendo la generación de mezcla turbulenta. Por último, la estructura vertical de la corriente en los canales analizados obtenida a partir de funciones ortogonales empíricas (EOF) revelan tres modos principales de variabilidad: un modo de dos capas (45% de varianza explicada), un modo de una sola capa (38%) y un modo de tres capas (10%), representando el acoplamiento entre el efecto del viento y la circulación estuarina, y reflejando una dinámica más compleja en la que ambos forzantes interactúan verticalmente.

Junto con lo anterior, GAM y la zona noroccidental adyacente, constituyen un sistema altamente estratificado a lo largo del año, condición que ha sido estimada mediante la Anomalía de Energía Potencial (PEA) según la metodología propuesta por Simpson et al. (1981). Dicha estratificación es mayor durante el periodo de primavera-verano (valores altos de PEA) asociada a las mayores descargas de agua dulce provenientes del derretimiento glaciar, mientras que durante el invierno la estratificación es menor (valores bajos de PEA) coincidiendo con el mínimo aporte fluvial. Desde el punto de vista espacial, las zonas con mayor grado de estratificación se localizan en el fiordo Staines, fiordo Taraba y canal Unión, lo que sugiere una fuerte influencia del aporte superficial de agua dulce en estos sectores.

## 5.2 Renovación física como control de oxigenación, los casos del fiordo Taraba y Staines

El contenido de oxígeno disuelto (OD) en sistemas estuarinos y fiordos depende en gran medida de la escala y eficiencia de su renovación física. Un tiempo de residencia prolongado limita el ingreso de aguas oxigenadas desde el exterior, favoreciendo el agotamiento por consumo interno. Por el contrario, renovaciones rápidas permiten compensar dicha demanda, manteniendo niveles saludables de OD. Numerosos estudios han documentado esta relación inversa entre residencia y oxigenación (Nezlin et al., 2009; Rabalais, 2019; Fennel & Testa, 2019). Recientemente, Shen y Qin (2024) han propuesto que el balance entre consumo biogeoquímico y recambio dinámico (tanto vertical como horizontal) es el principal regulador del OD en sistemas estratificados, es decir, cuando la escala de recambio es más lenta que la de consumo domina la hipoxia; mientras que, cuando el recambio es más rápido predomina la re-oxigenación. Nuestros resultados son consistentes con esta teoría. En los fiordos Taraba y Staines, la edad del agua (EA) exhibe un fuerte gradiente vertical, y su distribución se refleja en el patrón espacio-temporal de OD. Las correlaciones negativas observadas ( $R = -0.91$  en Taraba y  $R = -0.82$  en Staines) confirman que la residencia física es un predictor robusto del estado de oxigenación

Más allá de la magnitud de la residencia de las aguas, el modelo reproduce un patrón vertical estructurado que se repite estacionalmente en ambos fiordos. Este patrón puede describirse mediante tres capas funcionales:

- (i) **Superficie ventilada:** Capa superficial (< 50 m), bien oxigenada ( $OD > 9 \text{ mg/L}$ ), influenciada por el ingreso de agua dulce, mezcla por viento y producción primaria.

- (ii) **Pluma intermedia de bajo OD:** Región entre ~50–150 m, caracterizada por concentraciones mínimas de OD (3–5 mg/L), tiempos de residencia prolongados y potencial consumo por respiración y degradación de materia orgánica.
- (iii) **Intrusión profunda:** Capa inferior (> 150 m) con ligera recuperación de OD (~ 6–7 mg/L), coherente con la entrada de aguas más densas desde el exterior del fiordo.

Este patrón, esquematizado como “superficie aislada / pluma intermedia de bajo OD / ventilación profunda”, es reproducido por el modelo y detectado también en los perfiles CTD. Su persistencia anual sugiere un mecanismo estructural del transporte interno, con implicancias en la acumulación y renovación de OD.

La comparación con GAM refuerza la idea de que escalas largas de renovación física limitan la capacidad asimilativa de un sistema. En GAM, los tiempos de residencia superan los 700 días en promedio, con cabeceras que exceden los 1000 días. Como resultado, grandes sectores presentan hipoxia (< 3 mg/L), especialmente en Última Esperanza, Worsley y Poca Esperanza. Por contraste, los fiordos Taraba y Staines muestran tiempos máximos de 350–450 días, con hipoxia restringida a núcleos profundos puntuales. Aplicando el umbral de indicador de calidad (> 3 mg/L), ambos fiordos clasifican como “regular a adecuados” en casi toda su extensión. Este diagnóstico los posiciona como sistemas de mayor resiliencia y capacidad de carga para actividades como la salmonicultura, relativo a GAM.

### 5.3 Índice de calidad de agua ICA-IFOP

El ICA-IFOP se construyó como una métrica operativa escalable centrada en el OD por su capacidad de condensar la señal de múltiples procesos físicos y biogeoquímicos relevantes para la calidad del agua. Desde la perspectiva operacional, el OD tiene la ventaja de poder medirse (y modelarse) con sensores relativamente económicos y estables que entregan series continuas de alta resolución, mientras que, caracterizar de forma equivalente nutrientes, estructura bentónica o materia orgánica exigiría muestreos más intensivos y costosos. La normativa chilena vigente, concebida para evaluaciones a escala de centro de cultivo (RAMA), provee umbrales de referencia (por ejemplo, 2.5–3.0 mg/L) que permiten interpretar condiciones críticas dentro del ICA.

El diseño adaptativo del ICA permite partir de esta simplificación centrada en OD y, conforme se disponga de más evidencia o cambien los objetivos de gestión, incorporar variables complementarias, refinar umbrales y ajustar escalas espaciales sin perder compatibilidad con la infraestructura existente. Además, el seguimiento continuo del OD, en términos de monitoreo y modelación, actúa como centinela frente a cambios en el estado de base inducidos por el cambio climático, ofreciendo oportunidades de reacción temprana antes de que se consoliden zonas de bajo oxígeno.

La decisión de mantener un solo indicador núcleo podría leerse como una simplificación frente a marcos de manejo más complejos, pero en la práctica operativa de los principales países salmonicultores existe una convergencia conceptual hacia estrategias simplificadas. Noruega, mediante su sistema de semáforo basado solo en la prevalencia de piojo de mar (*Caligus*) en poblaciones silvestres, condiciona la expansión o contracción de la producción regional a partir de evaluaciones científicas del riesgo, estableciendo zonas (verde, amarilla, roja) con implicaciones



claras y previsibles para la gestión. Escocia focaliza la fiscalización en indicadores concretos como la carga orgánica en sedimentos y el estado ecológico bentónico local, utilizando umbrales para detectar enriquecimiento orgánico y mantener la funcionalidad del sedimento sin construir un índice excesivamente multidimensional. En la Columbia Británica (Canadá), la política reciente, incluyendo la entrada en vigor de condiciones más estrictas desde el 1 de julio de 2024 y el impulso a sistemas de contención cerrada para nuevas licencias, refleja una transición regulatoria orientada a resolver problemas puntuales (piojo de mar, impactos sobre especies silvestres) y reducir riesgos mediante señales dominantes y cambios estructurales en la tecnología de cultivo. Esta convergencia subraya que los marcos actuales internacionales tienden a priorizar variables sensibles, monitoreables y operativamente accionables, en lugar de depender de índices complejos, de difícil monitoreo y poco prácticos en la gestión. El ICA-IFOP se alinea con esa lógica, pero la adapta a la vulnerabilidad específica de los fiordos australes y la define como la capacidad del sistema de asimilar o sostener el ecosistema. El OD como indicador que resume el balance entre suministro físico y consumo biogeoquímico, funciona como centinela principal para activar respuestas de gestión preventivas y diferenciadas según contexto.

Se reconoce que el enfoque centrado en el OD no cubre por sí solo la dimensión integral del manejo acuícola a escala de ecosistemas, que incluye componentes ambientales, productivos y socioeconómicos. Esa visión más amplia está presente en la “Propuesta de evaluación del desempeño ambiental de la salmonicultura chilena a escala de ecosistemas” de INCAR (Soto et al., 2020), donde se plantea una matriz ambiental basada en indicadores como edad del agua y OD, articulada con señales de presión y riesgo para informar decisiones de manejo. Esa propuesta también identifica las limitaciones del marco regulatorio actual, enfocado en centros de cultivo individuales y subraya que avanzar hacia una evaluación y gestión ecosistémica exige acuerdos políticos y ajustes normativos que son complejos y no inmediatos. En este sentido, el ICA-IFOP puede verse como una evolución operacional de su componente ambiental al entregar una señal clara, robusta y escalable que, construyendo consensos institucionales, podría integrarse en un marco más amplio de gestión adaptativa, aunque su implementación plena dependerá de negociaciones y consolidación de acuerdos entre actores clave.

La utilidad del OD como centinela depende de la fidelidad de la medición y del entendimiento de su incertidumbre inherente. Errores sistemáticos en sensores y/o sesgos en la representación dentro de los modelos en la propagación de la señal pueden afectar la clasificación del ICA. Para mantener control sobre estas fuentes de error, en esta etapa incorporamos un análisis de incertidumbre, que se describe a continuación.

#### **5.4 Interpretación de la Incertidumbre y Riesgo en ICA-IFOP**

El grado de incertidumbre en los resultados se abordó mediante la cuantificación del error residual (RMSE) y su propagación probabilística a través del enfoque de Monte Carlo. Este método transforma una clasificación puntual en un conjunto de escenarios posibles para la calidad del agua, entregando una interpretación probabilística de qué tan probable es que una ubicación pertenezca a cada categoría del ICA. Las zonas de mayor riesgo en los dominios analizados se identificaron en regiones internas (ramificaciones y cabeceras de fiordos) y se caracterizaron por su morfología y profundidad. Estas áreas presentan alta probabilidad de condiciones críticas y, simultáneamente, menor



incertidumbre en la clasificación, es decir, son los sectores más consistentes en aparecer como vulnerables. A partir de la probabilidad de ocurrencia mostrada en la **Figura 48**, los análisis posteriores se realizaron considerando una significancia estadística  $P \geq 0.5$  como umbral representativo de pertenencia de clase, dado que el índice opera con tres etiquetas discretas (adecuado, regular, crítico).

El Fiordo Quitraco se destaca como un sistema de alto riesgo, en donde la condición crítica predomina en el análisis de frecuencias (**Figura 9**), afectando más del 50% de la superficie durante gran parte del año (**Figura 11**), con un patrón estacional marcado en el ascenso de esa vulnerabilidad hacia la superficie durante la primavera (**Figura 10**). En GAM, los fiordos Worsley, Poca Esperanza, Última Esperanza y Seno Vattuone concentran las probabilidades más altas de condiciones críticas. En estos sistemas también se observa que regiones internas y profundas tienden a ser más vulnerables, aunque en el caso de Seno Vattuone (más somero) se encuentra una discrepancia, debido a la alta probabilidad observada de encontrar condiciones críticas cercanas a la superficie, lo que sugiere mecanismos locales que exacerbaban la exposición. En GAM en su conjunto no emerge una condición crítica dominante, aunque sí persistente en el tiempo, tanto en frecuencia como en extensión de superficie afectada.

Por otra parte, las regiones con probabilidades intermedias ( $P \approx 0.4 - 0.6$ ) corresponden a áreas cercanas a los umbrales de clasificación y reflejan fluctuaciones del modelo que impiden una asignación con alta confianza. Esto no implica que sean zonas de bajo riesgo, sino que requieren monitoreo reforzado porque el riesgo en ellas es ambiguo. Específicamente, no está ni de manera clara presente ni claramente ausente, y por tanto la detección temprana y la repetición de observaciones son clave para activar respuestas oportunas.

Por último, cabe resaltar que los análisis de incertidumbre y riesgo son esenciales para comprender la capacidad asimilativa de los fiordos, es decir, su habilidad para procesar entradas adicionales (como desechos orgánicos de la acuicultura) sin transitar a estados degradados. Las zonas y períodos identificados con alto riesgo o alta incertidumbre sugieren una capacidad reducida para soportar carga adicional y, en consecuencia, una mayor propensión a exacerbar condiciones de hipoxia. Estos resultados pueden informar la definición de límites de carga permisibles y estrategias de manejo espacio-temporal en regiones donde la hipoxia representa una amenaza significativa sobre grandes volúmenes de agua.

## 5.5 Limitaciones del Análisis de Incertidumbre y Perspectivas Futuras del ICA-IFOP

Si bien el ICA representa una herramienta valiosa para identificar áreas frágiles en ambientes sometidos a acuicultura intensiva, es necesario reconocer sus limitaciones metodológicas y operativas que condicionan su alcance actual y guían su mejora.

- **Métrica de evaluación (RMSE):** El uso de la raíz del error cuadrático medio como métrica principal para la simulación de Monte Carlo captura únicamente los errores residuales del modelo. No incorpora otras fuentes relevantes, como la variabilidad en las condiciones de entrada, simplificaciones de la física representada, ni errores instrumentales en las observaciones de validación. La suposición de que dichos errores se distribuyen aproximadamente de forma normal puede no sostenerse en todos los contextos. Además, los



datos de observación mismos pueden contener sesgos o errores sistemáticos no cuantificados en la propagación actual.

- **Escalas de validación:** Trabajar con medias mensuales o promedios interanuales es útil para destacar patrones estacionales o de largo plazo, pero tiende a suavizar o incluso enmascarar eventos extremos de corta duración, como por ejemplo, episodios agudos de hipoxia a escala diaria que pueden tener consecuencias críticas para la mortalidad y estrés de las especies cultivadas. La naturaleza intrínsecamente variable del OD a escala diaria, influenciada por procesos biológicos como fotosíntesis y respiración, sugiere que la agregación temporal puede ocultar ventanas de vulnerabilidad aguda.

Por tanto, en términos de posibles perspectivas futuras se sugiere:

- **Mayor resolución y cobertura de datos:** Incorporar más observaciones con mejor resolución espacial y temporal permitirá validar el modelo de forma más robusta y caracterizar con mayor precisión la variabilidad del OD. Es crucial también estimar explícitamente los errores de medición de los datos de validación para integrar esas fuentes en una evaluación más completa de la incertidumbre total. Adicionalmente, ampliar las fuentes de incertidumbre consideradas, por ejemplo, incertidumbre en los forzamientos del modelo y en parámetros físicos clave, lo que fortalecerá la confiabilidad del ICA.
- **Refinamiento de escalas:** Para capturar eventos extremos y mejorar la zonificación, convendría complementar los análisis mensuales con análisis de alta resolución en tiempo y espacio en regiones y períodos críticos, lo que permitiría detectar transitorios importantes que el promedio elimina.
- **Monitoreo dirigido:** Las zonas con probabilidades intermedias deben considerarse prioridades para un monitoreo intensificado. La información adicional en esos puntos reducirá la ambigüedad en la clasificación y permitirá decisiones más informadas y oportunas.
- **Integración ecológica:** El desarrollo futuro del índice se beneficiará de incorporar respuestas biológicas directas (por ejemplo, el estado del bentos, indicativos de estrés por hipoxia, entre otros) para complementar la señal física con una evaluación más holística de la salud del ecosistema.

## 5.6 Patrones ambientales en el Golfo Almirante Montt, fiordo Comau y fiordo Quitrailco

### 5.6.1. Golfo Almirante Montt

En términos comparativos, el desempeño más robusto del modelo se observó en el fiordo Última Esperanza y en el fiordo Worsley–seno Vattuone, donde para las tres variables evaluadas (temperatura, salinidad y OD) predominaron errores bajos (RMSE reducidos) y correlaciones altas ( $R > 0.8$ ) durante gran parte del año. En estos sectores, la salinidad destacó particularmente por su ajuste consistente, con valores de correlación y determinación altos ( $R > 0.8$ ,  $R^2 > 0.6$ ) incluso en los meses de mayor dispersión (mayo y agosto), confirmando la capacidad del modelo para reproducir la variabilidad observada. En el caso del OD, el mejor ajuste se mantuvo en enero y noviembre, cuando los coeficientes de determinación fueron más homogéneos y los errores permanecieron bajos, aunque con caídas puntuales en agosto. En contraste, los canales Santa María y Unión evidenciaron un buen ajuste para la salinidad ( $R$  y  $R^2$  altos), pero un desempeño menos consistente en temperatura y OD,



con mayor variabilidad espacial y temporal del R<sup>2</sup>. Finalmente, en el fiordo Poca Esperanza y canal Valdez, incluyendo el estero Obstrucción, el modelo logró reproducir de manera adecuada la salinidad y en menor medida la temperatura, aunque el ajuste para OD fue más heterogéneo según el mes analizado. En conjunto, estos resultados indican que la confiabilidad del modelo es mayor en los sectores con mayor densidad de observaciones y que los mejores meses de desempeño corresponden principalmente al verano e inicios de primavera (enero, febrero y noviembre), cuando las tres variables mostraron la mayor coherencia espacial y estadística. Este tipo de análisis resulta especialmente relevante, dado que la confiabilidad de los modelos ambientales constituye una condición esencial para su integración en la planificación espacial marina y acuícola (Domínguez-Tejo et al., 2016).

Teniendo en cuenta el adecuado desempeño general del modelo para reproducir las variables analizadas, los resultados del análisis de clusters y PCA en GAM permiten discutir con mayor detalle la organización espacial y temporal de los principales forzantes ambientales del sistema. En el caso de la temperatura, los clústeres evidenciaron un patrón casi persistente a lo largo del año, con aguas frías en los sectores interiores y australes (ej. fiordo Última Esperanza y estero Obstrucción) y aguas más cálidas en los sectores más occidentales y externos (canal Santa María, canal Unión y fiordo Poca Esperanza). Esta diferenciación fue más marcada durante verano y primavera, cuando los contrastes entre clústeres alcanzaron una división más marcada, mientras que en otoño e invierno se observó una mayor extensión espacial de las categorías intermedias reflejando una atenuación del gradiente térmico.

La salinidad presentó la mayor estabilidad espacial, con una separación casi invariable en el tiempo, mostrando aguas de baja salinidad en el fiordo Última Esperanza, valores intermedios en estero Obstrucción, y aguas de mayor salinidad en los canales exteriores como Santa María y Unión. Esta constancia muestra que la salinidad puede considerarse un rasgo estructural del sistema, determinado principalmente por los aportes continentales y la conectividad con el océano. En el caso del OD, la zonificación fue más dinámica, con valores bajos e intermedios predominando en sectores noroccidentales de GAM entre enero y marzo, y con un desplazamiento hacia valores más altos en el centro y sur del dominio durante el periodo de abril a diciembre. El promedio anual confirmó esta organización, mostrando menores concentraciones de OD en el fiordo Última Esperanza, fiordo Worsley, canal Santa María y canal Unión, en contraste con un mayor contenido de OD en canal Valdez, fiordo Poca Esperanza y estero Obstrucción. En relación a la intensidad de las corrientes, el patrón espacial estuvo fuertemente asociado a velocidades bajas en el sector suroriental de GAM (estero Obstrucción, fiordo Poca Esperanza y canal Valdez) y mayores intensidades en la parte central y occidental, lo que indica la potencial diferenciación entre sectores de retención y sectores de mayor intercambio a escala regional.

Los resultados del análisis de componentes principales (PCA) complementaron esta visión al mostrar que la mayor parte de la variabilidad ambiental en todos los sectores y estaciones fue explicada por la combinación principalmente del OD, temperatura y salinidad como forzantes ambientales dominantes, mientras que la intensidad de las corrientes tuvo un rol más acotado y estacional. En la ZONA 1 (Última Esperanza) y ZONA 2 (Worsley–Vattuone), la variabilidad estuvo dominada por OD y temperatura, con aportes de salinidad en invierno, lo que coincide con los clústeres que identifican a estos sectores como aguas frías y de OD bajo–intermedio. En la ZONA 3 (canales Santa María–Unión), la varianza



ambiental estuvo explicada principalmente por OD y salinidad, coherente con su clasificación en clústeres de aguas más cálidas y salinas, con menor contenido de OD. En las ZONAS 4 y 5 (canal Valdez, fiordo Poca Esperanza y estero Obstrucción), la variabilidad integró de manera conjunta la influencia de temperatura, salinidad y OD, mientras que en otoño las corrientes emergieron como moduladores más relevantes.

En conjunto, la concordancia entre la partición espacial definida por los clusters y la estructura multivariada revelada por el PCA demuestra que GAM mantiene una organización ambiental con condiciones marcadas de aguas frías y de baja salinidad en la zona este-interior, aguas cálidas y salinas en canales occidentales, y una marcada diferenciación en los patrones de OD. Esta consistencia multiescalar sugiere que la zonificación ambiental de GAM constituye un rasgo persistente en el tiempo, dominado por OD, temperatura y salinidad como ejes principales de variabilidad, con las corrientes actuando como moduladores secundarios. Esta perspectiva refuerza además el desempeño y aplicabilidad del ICA-IFOP como parámetro clave para el apoyo en la zonificación espacial con miras al desarrollo y sustentabilidad de la acuicultura en esta región.

### 5.6.2 Fiordo Comau

La estructura ambiental del fiordo Comau revela un marcado gradiente latitudinal norte-sur que se manifiesta de forma consistente en las cuatro variables analizadas. La temperatura y el OD muestran la señal estacional de forma clara, mostrando que en verano y primavera predomina un contraste entre aguas cálidas e intermedias en la zona central y sectores más fríos en los extremos, mientras que en otoño e invierno la estratificación térmica se debilita y el OD disminuye en gran parte del fiordo, especialmente en el norte. En cambio, la salinidad y la intensidad de las corrientes mantienen patrones más estables en el tiempo, con baja salinidad persistente en la zona sur debido a un mayor aporte de agua dulce de ríos y precipitaciones, mientras que, las corrientes marinas son más intensas en el norte vinculadas a la interacción con el mar interior de Chiloé.

La separación por clusters indica un sistema altamente estructurado, donde la dinámica física (circulación norte-sur y aporte de agua dulce) se combina con la variabilidad climática estacional para moldear las condiciones ambientales del fiordo. La coincidencia entre temperaturas bajas, mayor oxigenación y menor salinidad en el sector sur sugiere un ambiente dominado por aguas de origen continental y una menor influencia oceánica. Por el contrario, el norte se caracteriza por aguas relativamente más salinas, temperaturas bajas e intermedias y mayor energía cinética, reflejando una mayor conectividad con el océano. El análisis de componentes principales (PCA) complementa y refuerza esta interpretación. Los dos primeros componentes (PC1+PC2) explicaron entre 63,2 % y 72,3 % de la varianza total anual, lo que indica que gran parte de la dinámica ambiental se resume en estos dos ejes principales. En todas las estaciones climáticas, PC1 fue dominante y estuvo asociado principalmente al contenido de OD, temperatura y salinidad; mientras que, la intensidad de la corriente superficial actuó como factor secundario, modulando la dinámica sobre todo en primavera y verano. En conjunto, los gradientes observados no solo definen hábitats diferenciados dentro del fiordo, sino que pueden influir en procesos ecológicos clave tales como la estructura de las comunidades planctónicas y/o la capacidad de asimilación de nutrientes, así como también un gradiente ambiental para la planificación de actividades acuícolas que requieren considerar la persistencia de estas heterogeneidades espaciales y estacionales.

### 5.6.3 Fiordo Quitralco

El fiordo Quitralco exhibe una marcada heterogeneidad espacial que se expresa en gradientes bien definidos de temperatura, salinidad, oxígeno disuelto e intensidad de las corrientes. A lo largo del año, la temperatura muestra un marcado gradiente con aguas más frías predominando en los sectores internos y en la boca del fiordo, mientras que el área noreste próxima a la cabeza presenta las temperaturas más cálidas. Este contraste se atenúa durante el otoño e invierno, cuando se observa un enfriamiento en la cabeza del fiordo y un leve aumento de la temperatura en la sección noroeste. La salinidad mantiene una distribución espacial estable, con un gradiente claro desde la cabeza hacia la boca, caracterizado por aguas de menor salinidad en el noreste y valores más altos en la porción central y noroeste. Por su parte, el OD presenta un patrón espacial con bajas concentraciones que se registran de manera persistente en la sección noroeste y en la cabeza del fiordo, especialmente en otoño e invierno, mientras que la porción este-sureste presenta mayores concentraciones. Finalmente, la intensidad de la corriente superficial revela un gradiente bien definido, con velocidades más bajas en la cabeza y corrientes más intensas en la boca, alcanzando su mayor magnitud durante el invierno.

La separación por clusters sugiere que Quitralco funciona como un sistema físicamente estratificado, en el que el aporte de agua dulce en la cabeza del fiordo y el intercambio con el océano en la boca se combinan para moldear las condiciones hidrográficas. La coincidencia de salinidad baja, temperaturas relativamente cálidas y corrientes débiles en la cabeza indica una fuerte influencia continental y una menor ventilación, condiciones que explican la persistencia de concentraciones reducidas de OD en esa zona. En contraste, la boca del fiordo, con salinidad más alta, aguas frías y mayor energía cinética, refleja una mayor conexión con las masas de agua oceánicas y una mayor capacidad de mezcla y oxigenación. Esta dualidad entre una cabeza más estratificada y una boca más dinámica resalta la importancia de los forzantes físicos en la distribución de las propiedades biogeoquímicas.

De igual forma, el análisis de componentes principales (PCA) refuerza esta interpretación al mostrar que los dos primeros componentes explican una alta proporción de la variabilidad ambiental anual (~63-72%). El primer componente se asocia principalmente a la salinidad y a la intensidad de la corriente superficial, confirmando que estos son los principales controladores de la dinámica ambiental del fiordo. En las estaciones climáticas frías, ambas variables explican de manera conjunta una fracción importante de la variabilidad, mientras que la salinidad por sí sola domina en verano y la intensidad de la corriente en otoño. Por su parte, el OD y la temperatura aportan de manera secundaria, aunque el oxígeno adquiere relevancia en verano, cuando las condiciones más cálidas y de menor mezcla potencian su influencia. En conjunto, estos resultados evidencian que la interacción entre los gradientes de salinidad y las corrientes determina la estructura física-ambiental del fiordo, modulando de forma estacional las condiciones de oxigenación y temperatura, aspectos clave para comprender procesos ecológicos y planificar actividades acuícolas en la región.

### 5.7 Implicancias sanitarias y productivas

Los gradientes ambientales identificados tienen relación directa con las variables físicas del medio en los centros de cultivo. En el caso de la Piscirickettsiosis (SRS), principal causa de mortalidad en el salmón Atlántico (43,1% de los casos reportados; Sernapesca, 2024), las condiciones favorables se dan entre 9–16 °C y salinidades superiores a 26 PSU (Bravo et al., 2020; Fryer et al., 1990; Cvitanich



et al., 1991), coincidiendo con las zonas caracterizadas por temperaturas más elevadas y mayores niveles de salinidad. El piojo de mar (*Caligus*), controlado bajo el umbral regulatorio en Magallanes (Sernapesca, 2024), se desarrolla entre 4-17 °C y con salinidades >20 (González & Carvajal, 2003; Bravo et al., 2008), condiciones presentes en zonas de canales exteriores. El virus ISA, sin casos en 2024 (Sernapesca, 2024), persiste en bajas salinidades y temperaturas <25 C (Tapia et al., 2013; Falk et al., 1997), asociándose principalmente a zonas interiores. Por su parte, la BKD (Enfermedad Bacteriana del Riñon) puede alcanzar hasta un 80% de mortalidad en salmón coho y se favorece en aguas frías (<15 °C).

Estos resultados también pueden interpretarse frente a los umbrales fisiológicos y productivos de las especies cultivadas. El salmón Atlántico (*Salmo salar*) crece óptimamente entre 8-14°C, mostrando estrés bajo 4°C o sobre 18°C, y requiere salinidades >25 PSU para un balance osmótico adecuado (FAO, 2020; SalmonChile, 2022). El salmón coho (*Oncorhynchus kisutch*) tolera 6-15°C y la trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) se desarrolla entre 7-17°C, ambas sensibles a salinidades <15 PSU que inducen estrés osmótico (Wurmann et al., 2022). Adicionalmente, niveles de OD <6 mg/L y el enriquecimiento por nutrientes pueden incrementar riesgos de floraciones algales nocivas y de ectoparásitos como *Caligus spp.* En este sentido, los gradientes ambientales identificados no solo son relevantes desde la perspectiva hidrográfica, sino también como condicionantes directos de la viabilidad y sostenibilidad productiva de la salmonicultura en las tres zonas piloto analizadas.

### 5.8 Herramientas multivariadas y resiliencia climática en acuicultura

El uso de clusters y PCA en estudios acuícolas ha sido ampliamente validado. Zhang et al. (2020) aplicaron PCA para evaluar calidad de agua en zonas marinas acuícolas, identificando la dominancia de salinidad y OD. Bueno et al. (2015) destacaron el clustering como apoyo a la gestión ambiental en regiones con acuicultura, y Yáñez et al. (2017) demostraron su utilidad en Chile para evaluar riesgos en un contexto de variabilidad climática. Más recientemente, Wang & Mendes (2024) aplicaron análisis de clusters en 11 regiones costeras de China para evaluar la resiliencia climática de la acuicultura, mostrando que esta metodología permite diseñar estrategias diferenciadas de adaptación frente al cambio climático.

En este contexto, los resultados obtenidos para GAM, fiordo Comau y fiordo Quitrailco constituyen un insumo relevante para la planificación espacial acuícola (ACS), teniendo en cuenta que:

- Permiten definir índices de riesgo sanitario localizados en función de variables críticas (temperatura, salinidad y OD).
- Orientan la gestión productiva ajustando densidades y ciclos de cultivo según vulnerabilidades ambientales.
- Aportan al diseño de estrategias de adaptación climática, alineadas con enfoques de planificación ecosistémica y resiliencia productiva.



## 6. CONCLUSIONES

### 6.1 Dinámica física del Golfo Almirante Montt y la zona adyacente noroccidental

La conexión entre GAM y la zona noroccidental adyacente está limitada por las constricciones batinométricas y la compleja línea de costa de Kirke y Santa María, lo que repercute tanto en la propagación de la onda de marea como en la entrada de masas de agua oceánicas. Mientras que la onda de marea ingresa al canal Sarmiento y mantiene una amplitud cercana a 1 m en Staines, Collingwood, Taraba y Unión, al atravesar Kirke y Santa María se atenúa significativamente, ingresando a GAM con una amplitud reducida de ~0,1 m. Esta condición funciona además como barrera natural para las masas de agua oceánicas (ASAA y ASAAM), que avanzan por el canal Sarmiento, pero no logran superar dichas constricciones, generando así un gradiente horizontal de salinidad y densidad entre GAM y la zona adyacente. La dinámica del sistema está modulada estacionalmente por la descarga de agua dulce y el viento, ambos con un régimen anual marcado por máximos en primavera-verano y mínimos en invierno. En GAM, la circulación superficial responde principalmente a la circulación gravitacional impulsada por gradientes de densidad, mientras que en la zona oceánica adyacente domina el forzamiento del viento, asociado a las mayores velocidades de corriente. La descarga anual de agua dulce alcanza los 886 m<sup>3</sup>/s, promoviendo una circulación estuarina, con el río Serrano como principal aporte (50% del total). En contraste, los fiordos Staines y Taraba presentan aportes menores, del orden de 130 a 30 m<sup>3</sup>/s, principalmente asociados al deshielo glaciar. En conjunto, el sistema GAM–zona adyacente mantiene una columna de agua altamente estratificada a lo largo del año, aunque los primeros 40 m muestran una dinámica intensa y energética bajo la influencia conjunta del viento, el gradiente de densidad y la marea.

### 6.2 Relación entre edad del agua y oxigenación del sistema

La edad del agua se presenta como un predictor robusto del estado de oxigenación, evidenciado en la correlación negativa significativa entre ambas variables ( $R = -0.91$  en fiordo Taraba y  $R = -0.82$  en fiordo Staines), lo que confirma que la ventilación física ejerce un control determinante en la distribución vertical y horizontal del oxígeno disuelto. En estos fiordos se mantuvo durante todo el año una estructura vertical de tres capas funcionales: una capa superficial bien ventilada y sobresaturada en oxígeno, dominada por aportes fluviales, mezcla inducida por viento y posible producción primaria; una pluma intermedia de bajo oxígeno (~50–150 m), caracterizada por altos tiempos de residencia y consumo biogeoquímico acumulativo; y una capa profunda con ventilación renovada, producto de la intrusión de aguas más densas que contribuyen parcialmente a la recuperación del oxígeno. En fiordos con tiempos de residencia menores, como Taraba y Staines (250–450 días), la hipoxia es limitada y restringida a capas profundas, mientras que, en sistemas de mayor residencia como GAM (>700 días), se desarrollan zonas críticas más extensas de hipoxia. La edad del agua integrada espacialmente permite además identificar áreas de riesgo ecológico y baja capacidad asimilativa, destacando que las cabeceras de los fiordos exhiben tiempos de residencia consistentemente altos (>250 días), lo que las convierte en sectores particularmente vulnerables al agotamiento de oxígeno y la acumulación de materia orgánica.

### 6.3 Índice de calidad del agua con oxígeno disuelto como eje central

El oxígeno disuelto se presenta como un centinela sintético eficaz en los fiordos patagónicos, ya que condensa la influencia de controles físicos (como la edad del agua, la ventilación y la estratificación), junto con procesos biogeoquímicos vinculados al consumo por respiración, al acoplamiento con nutrientes y a las señales sedimentarias. Correlaciones significativas en el rango de 0.5 a 0.8 entre el oxígeno disuelto, la edad del agua, los nutrientes disueltos y métricas del estado del sedimento (por ejemplo, potencial redox, materia orgánica y riqueza bentónica) respaldan su capacidad para reflejar de manera integrada el estado del sistema, convirtiéndolo en un candidato robusto como variable núcleo para la detección temprana de deterioros ambientales. En este marco, el diseño del Índice de Capacidad Asimilativa (ICA) equilibra operatividad y escalabilidad al centrarse inicialmente en una sola variable (OD) permite una implementación rápida y práctica con la infraestructura de monitoreo y modelación disponible, a la vez que su arquitectura adaptativa posibilita incorporar indicadores complementarios, refinar umbrales probabilísticos y ajustar escalas espaciales o temporales en etapas posteriores.

La estrategia del ICA-IFOP es además consistente con prácticas internacionales consolidadas, donde priorizar una señal dominante y un indicador claro para la acción ha sido aplicado con éxito en otros contextos, como el monitoreo de Caligus en Noruega, el uso de indicadores bentónicos en Escocia o las transiciones regulatorias en Columbia Británica. En Patagonia, esta lógica se adapta a la amenaza prioritaria de la hipoxia, empleándola como proxy de pérdida de capacidad de carga y como punto de activación de medidas de manejo. La incorporación de una evaluación probabilística fortalece aún más la toma de decisiones, al permitir distinguir entre riesgos bien definidos y zonas de incertidumbre intermedia, en lugar de actuar sobre un umbral rígido, se pueden priorizar intervenciones inmediatas donde la probabilidad de condición crítica es alta, reforzando a la vez el monitoreo en áreas de incertidumbre hasta reducirla. Finalmente, el ICA-IFOP puede operar como un componente ambiental central dentro de un sistema de gestión más amplio que integre también dimensiones sanitarias (por ejemplo, monitoreo de parásitos como Caligus u otros riesgos biológicos), productivas y socioeconómicas. Su integración plena en esquemas de manejo ecosistémico requerirá ajustes regulatorios y consensos institucionales, aunque su señal clara y escalable lo hace compatible con futuras extensiones que incorporen implicancias económicas y sociales.

### 6.4 Patrones ambientales y perspectivas para la salmonicultura en el Golfo Almirante Montt, fiordo Comau y fiordo Quitrailco

El análisis comparativo de los tres sistemas revela que, pese a sus diferencias geomorfológicas, todos presentan una organización ambiental marcada por la interacción entre forzantes oceánicos y continentales, expresada en gradientes bien definidos de temperatura, salinidad, OD e intensidad de corrientes marinas superficiales. En GAM predominan contrastes este-oeste, con aguas frías y de baja salinidad en las zonas interiores frente a canales externos más cálidos y salinos, configurando un patrón persistente en el tiempo donde el OD es un eje clave de variabilidad ambiental. El fiordo Comau se distingue por un gradiente norte-sur en el que la salinidad baja y el alto aporte continental en el sur contrastan con la mayor influencia oceánica del norte, modulando de manera estacional la temperatura y el contenido de oxígeno. En Quitrailco domina un gradiente cabeza-boca, donde el aporte de agua dulce y la débil ventilación del extremo interior (cabeza) contrasta con la boca donde la mezcla es más



intensa y ventilada debido a la conexión con la zona expuesta oceánica. En los tres casos, el análisis de componentes principales resalta la salinidad, el OD y la temperatura como ejes principales de variabilidad, mientras que, la intensidad de las corrientes actúa como modulador secundario y/o estacional.

Los resultados obtenidos muestran patrones espaciales persistentes que definen hábitats diferenciados, en donde los gradientes ambientales se pueden asociar con los umbrales fisiológicos de las especies cultivadas y con la ecología de patógenos relevantes, ejerciendo una importancia directa para la salmonicultura en las zonas analizadas. Al mismo tiempo, el uso combinado de clusters y PCA se consolida como una herramienta útil para la planificación espacial acuícola, permitiendo identificar zonas de mayor riesgo sanitario, orientar el manejo productivo y diseñar estrategias de adaptación frente al cambio climático bajo un enfoque ecosistémico. En conjunto, los resultados ofrecen ideas para una aproximación ambiental que permita avanzar en una zonificación acuícola sustentable.

## 7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adams, T. P., Proud, R., & Black, K. D. (2015). Connected networks of sea lice populations: dynamics and implications for control. *Aquaculture Environment Interactions*, 6(3), 273-284. <https://doi.org/10.3354/aei00133>
- Adams, T. P., Aleynik, D., & Black, K. D. (2016). Temporal variability in sea lice population connectivity and implications for regional management protocols. *Aquaculture Environment Interactions*, 8, 585-596. <https://doi.org/10.3354/aei00203>
- Agusti, C., Bravo, S., Contreras, G., Bakke, M. J., Helgesen, K. O., Winkler, C., ... & Horsberg, T. E. (2016). Sensitivity assessment of *Caligus rogercresseyi* to anti-louse chemicals in relation to treatment efficacy in Chilean salmonid farms. *Aquaculture*, 458, 195-205. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2016.03.006>
- Almendras, F. E., & Fuentealba, I. C. (1997). Salmonid rickettsial septicemia caused by *Piscirickettsia salmonis*: a review. *Diseases of aquatic organisms*, 29(2), 137-144. <https://doi.org/10.3354/dao029137>
- Alvial, A., Kibenge, F., Forster, J., Burgos, J. M., Ibarra, R., & St-Hilaire, S. (2012). The recovery of the Chilean salmon industry. Puerto Montt: World Bank. article in [www.researchgate.net](http://www.researchgate.net)
- Amundrud, T. L., & Murray, A. G. (2009). Modelling sea lice dispersion under varying environmental forcing in a Scottish sea loch. *Journal of fish diseases*, 32(1), 27-44. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2761.2008.00980.x>
- Araya-Vergara, J. (1997). Geomorfología comparada de los fiordos de Chiloé y Aysén. Resultados del Crucero CIMAR 1 – Fiordos. Comité Oceanográfico Nacional, Valparaíso. Libro de Resúmenes: 15-17. Disponible en: [http://aysen.udec.cl/wp-content/uploads/Araya\\_Vergara\\_1996.pdf](http://aysen.udec.cl/wp-content/uploads/Araya_Vergara_1996.pdf).



Araya-Vergara, J. F. (1999). Perfiles longitudinales de fiordos de Patagonia Central. Cienc. Tecnol. Mar. 22: 3-29.

Araya-Vergara, J. (2006). Geomorfología submarina de fiordos y piedmonts patagónicos. Avances en el conocimiento oceanográfico de las aguas interiores chilenas, Puerto Montt a cabo de Hornos. N. Silva and S. Palma (Eds.). Valparaíso, Comité Oceanográfico Nacional Pontificia Universidad Católica de Valparaíso: 25-27 pp.

Asche, F., Hansen, H., Tveteras, R., & Tveterås, S. (2009). The salmon disease crisis in Chile. *Marine Resource Economics*, 24(4), 405-411. <https://doi.org/10.1086/mre.24.4.42629664>

Australis-Seafoods. Retrieved May 03, 2022. <http://australis-seafoods.com>

Bachmann-Vargas, P., van Koppen, C. K., & Lamers, M. (2021). Re-framing salmon aquaculture in the aftermath of the ISAV crisis in Chile. *Marine Policy*, 124, 104358. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2020.104358>

Barrett, L. T., Oppedal, F., Robinson, N., & Dempster, T. (2020a). Prevention not cure: a review of methods to avoid sea lice infestations in salmon aquaculture. *Reviews in Aquaculture*, 12(4), 2527-2543. <https://doi.org/10.1111/raq.12456>

Barrett, L. T., Pert, C. G., Bui, S., Oppedal, F., & Dempster, T. (2020b). Sterilization of sea lice eggs with ultraviolet C light: towards a new preventative technique for aquaculture. *Pest Management Science*, 76(3), 901-906. <https://doi.org/10.1002/ps.5595>

Bartsch, A., Robinson, S. M. C., Liutkus, M., Ang, K. P., Webb, J., & Pearce, C. M. (2013). Filtration of sea louse, *L epeophtheirus salmonis*, copepodids by the blue mussel, *M ytilus edulis*, and the Atlantic sea scallop, *P lacopecten magellanicus*, under different flow, light and copepodid-density regimes. *Journal of Fish Diseases*, 36(3), 361-370. <https://doi.org/10.1111/jfd.12069>

Bendtsen, J., Mortensen, J., Rysgaard, S. (2014). Seasonal surface layer dynamics and sensitivity to runoff in a high Arctic. *J. Geophys. Res.Oceans*, 119, 6461–6478. <https://doi.org/10.1002/2014JC010077>

Bondy, J. A., & Murty, U. S. R. (2008). Graph theory. Springer Publishing Company, Incorporated.

Bolin, B., Rodhe, H., (1973). A note on the concepts of age distribution and transit time in natural reservoirs. *Tellus* 25, 58–62. <https://doi.org/10.1111/j.2153-3490.1973.tb01594.x>

Boxshall, G. A., & Bravo, S. (2000). On the identity of the common Caligus (Copepoda: Siphonostomatoida: Caligidae) from salmonid netpen systems in southern Chile. *Contributions to Zoology*, 69(1-2), 137-146. <https://doi.org/10.1163/18759866-0690102015>

Boynton, W. R., Garber, J. H., Summers, R., & Kemp, W. M. (1995). Inputs, transformations, and transport of nitrogen and phosphorus in Chesapeake Bay and selected tributaries. *Estuaries*, 18, 285-314. <https://doi.org/10.2307/1352640>



Bravo, S. (2003). Sea lice in Chilean salmon farms. Bulletin-European Association of Fish Pathologists, 23(4), 197-200.

Bravo, S., Pozo, V., & Silva, M. T. (2015). Evaluación de la efectividad del tratamiento con agua dulce para el control del piojo de mar *Caligus rogercresseyi* Boxshall & Bravo, 2000. Latin american journal of aquatic research, 43(2), 322-328. <https://doi.org/10.3856/vol43-issue2-fulltext-8>

Bravo, F., Sidhu, J. P. S., Bernal, P., Bustamante, R. H., Condie, S., Gorton, B., ... & Steven, A. D. L. (2020). Hydrodynamic connectivity, water temperature, and salinity are major drivers of piscirickettsiosis prevalence and transmission among salmonid farms in Chile. Aquaculture Environment Interactions, 12, 263-279. <https://doi.org/10.3354/aei00368>

Bravo, F., Sidhu, J. P. S., Bernal, P., Bustamante, R. H., Condie, S., Gorton, B., Herzfeld, M., Jiménez, D., Mardones, F. O., Rizwi, F., & Steven, A. D. L. (2020). Hydrodynamic connectivity, water temperature, and salinity are major drivers of piscirickettsiosis prevalence and transmission among salmonid farms in Chile. Aquaculture Environment Interactions, 12, 263-279. <https://doi.org/10.3354/aei00368>

Bueno, G. W., Ostrensky, A., Canzi, C., de Matos, F. T., & Roubach, R. (2015). Implementation of aquaculture parks in federal government waters in Brazil. Reviews in Aquaculture, 7(1), 1–12. <https://doi.org/10.1111/raq.12045>

Buschmann AH, Cabello, F., Young, K., Carvajal, J., Varela, DA. (2009). Salmon aquaculture and coastal ecosystem health in Chile: analysis of regulations, environmental impacts and bioremediation systems. Ocean Coast Manage 52: 243–249. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2009.03.002>

Bustos B. (2012). Brote del virus ISA: crisis ambiental y capacidad de la institucionalidad ambiental para manejar el conflicto. Eure. 38 (115) 219-245 pp. <http://doi.org/10.4067/S0250-71612012000300010>

Bustos-Gallardo, B. (2017). The post 2008 Chilean Salmon industry: an example of an enclave economy. The Geographical Journal, 183(2), 152-163. <https://doi.org/10.1111/geoj.12204>

Butler, J. R. A. (2002). Wild salmonids and sea louse infestations on the west coast of Scotland: sources of infection and implications for the management of marine salmon farms. Pest Management Science: formerly Pesticide Science, 58(6), 595-608. <https://doi.org/10.1002/ps.490>

Cantrell, D. L., Rees, E. E., Vanderstichel, R., Grant, J., Filgueira, R., & Revie, C. W. (2018). The use of kernel density estimation with a bio-physical model provides a method to quantify connectivity among salmon farms: spatial planning and management with epidemiological relevance. Frontiers in Veterinary Science, 269. <https://doi.org/10.3389/fvets.2018.00269>

Carrasco, C., Silva, N. (2006). Comparación de las características oceanográficas físicas y químicas presentes en la zona de Puerto Montt a la boca del Guafo entre el invierno y la primavera de 2004 y entre las primaveras de 1995 y 2004. Ciencia y Tecnología del Mar 33(2): 17-44.



Carvajal, J., Gonzalez, L., & George-Nascimento, M. (1998). Native sea lice (Copepoda: Caligidae) infestation of salmonids reared in netpen systems in southern Chile. *Aquaculture*, 166(3-4), 241-246. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(98\)00301-9](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(98)00301-9)

Clark, J. S., Silman, M., Kern, R., Macklin, E., & HilleRisLambers, J. (1999). Seed dispersal near and far: patterns across temperate and tropical forests. *Ecology*, 80(5), 1475-1494.

Consejo del Salmón de Chile. (2023). Principales datos de la industria. Recuperado de <https://www.consejodelsalmon.cl/informacion-de-la-industria/principales-datos-de-la-industria>

Costello, M. J. (2006). Ecology of sea lice parasitic on farmed and wild fish. *Trends in parasitology*, 22(10), 475-483. <https://doi.org/10.1016/j.pt.2006.08.006>

Costello, M. (2009a). The global economic cost of sea lice to the salmonid farming industry. *Journal of fish diseases*, 32(1), 115. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2761.2008.01011.x>

Costello, M. J. (2009b). How sea lice from salmon farms may cause wild salmonid declines in Europe and North America and be a threat to fishes elsewhere. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 276(1672), 3385-3394. <https://doi.org/doi:10.1098/rspb.2009.0771>

Cowen, R. K., Paris, C. B., & Srinivasan, A. (2006). Scaling of connectivity in marine populations. *Science*, 311(5760), 522-527. <https://doi.org/10.1126/science.1122039>

Cvitanich, J., Garate, O., & Smith, C. (1991). Etiología de Piscirickettsiosis en Chile. *Diseases of Aquatic Organisms*, 11(1), 1-8.

Daughters, A. (2016). Southern Chile's Archipelago of Chiloe: Shifting identities in a new economy. *The Journal of Latin American and Caribbean Anthropology*, 21(2), 317-335. <https://doi.org/10.1111/jlca.12199>

Deleersnijder, E., Campin, J.M., Delhez, E.J.M. (2001). The concept of age in marine modelling: I. Theory and preliminary model results. *J. Mar. Syst.* 28, 229–267. [https://doi.org/10.1016/S0924-7963\(01\)00026-4](https://doi.org/10.1016/S0924-7963(01)00026-4)

Deleersnijder, E., Mouchet, A., Delhez, E.J.M., Beckers, J.M. (2002). Transient behaviour of water ages in the world ocean. *Math. Comput. Model.* 36, 121–127. [https://doi.org/10.1016/S0895-7177\(02\)00108-5](https://doi.org/10.1016/S0895-7177(02)00108-5)

Deleersnijder, E., (2007). Timescale- and tracer-based methods for understanding the results of complex marine models. *Editorial, Estuarine, Coastal and Shelf Science* 74. <https://hdl.handle.net/2268/150984>

Delhez, E.J.M., Campin, J.M., Hirst, A.C., Deleersnijder, E. (1999). Toward a general theory of the age in ocean modelling. *Ocean Model.* 1, 17–27. [https://doi.org/10.1016/S1463-5003\(99\)00003-7](https://doi.org/10.1016/S1463-5003(99)00003-7)

Delhez, E.J.M., Deleersnijder, E. (2002). The concept of age in marine modelling II. Concentration distribution function in the English Channel and the North Sea. *Journal of Marine Systems* 31, 279-297. [https://doi.org/10.1016/S0924-7963\(01\)00066-5](https://doi.org/10.1016/S0924-7963(01)00066-5)



Delhez, E.J.M., Heemink, A.W., Deleersnijder, E. (2004). Residence time in a semi-enclosed domain from the solution of an adjoint problem. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 61, 691-702. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2004.07.013>

Dempster, T., Korsøen, Ø., Folkedal, O., Juell, J. E., & Oppedal, F. (2009). Submergence of Atlantic salmon (*Salmo salar L.*) in commercial scale sea-cages: a potential short-term solution to poor surface conditions. *Aquaculture*, 288(3-4), 254-263. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2008.12.003>

DHI, (2019). Mike 3, User guide and reference manual. Danish Hydraulic Institute, Denmark. <https://www.dhigroup.com/>

Díaz, P. A., Pérez-Santos, I., Basti, L., Garreaud, R., Pinilla, E., Barrera, F., et al. (2023). The impact of local and climate change drivers on the formation, dynamics, and potential recurrence of a massive fish-killing microalgal bloom in Patagonian fjord. *Science of the Total Environment*, 865, 161288. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161288>

Domínguez-Tejo, E., Pedersen, E. M., Qiu, W., & Olsen, E. (2016). Marine spatial planning advancing aquaculture management. *Marine Policy*, 70, 115–126. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2016.04.001>

England, M.H. (1995). The age of water and ventilation timescales in a global ocean model. *J. Phys. Oceanogr.* 25, 2756–2777. [https://doi.org/10.1175/1520-0485\(1995\)025<2756:TAOWAV>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0485(1995)025<2756:TAOWAV>2.0.CO;2)

Falk, K., Mørland, H., & Hjortaaas, M. (1997). Inactivation of ISA virus by high temperature. *Journal of Fish Diseases*, 20(5), 331–335.

FAO. 2020. The State of World Fisheries and Aquaculture 2020. Sustainability in action. Rome. <https://doi.org/10.4060/ca9229en>

FAO. (2024). The State of World Fisheries and Aquaculture 2024: Blue Transformation in action. Food and Agriculture Organization of the United Nations. En línea. <https://openknowledge.fao.org/bitstreams/66538eba-9c85-4504-8438-c1cf0a0a3903/download>

Flamarique, I.N., Gulbransen, C., Galbraith, M., & Stucchi, D. (2009). Monitoring and potential control of sea lice using an LED-based light trap. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 66(8), 1371-1382. <https://doi.org/10.1139/F09-094>

Frenzl, B., Stien, L. H., Cockerill, D., Oppedal, F., Richards, R. H., Shinn, A. P., ... & Migaud, H. (2014). Manipulation of farmed Atlantic salmon swimming behaviour through the adjustment of lighting and feeding regimes as a tool for salmon lice control. *Aquaculture*, 424, 183-188. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2013.12.012>

Fryer, J. L., & Hedrick, R. P. (1990). Environmental conditions for piscirickettsiosis outbreaks. *Journal of Aquatic Animal Health*, 2(3), 225–229.

Fuentes, J. (2014). Evolución del régimen ambiental de la acuicultura en Chile. *Revista de Derecho de la Pontificia Universidad Católica de Valparaíso* no.42 Valparaíso. [http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0718-68512014000100013#footnote-33032-2](http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0718-68512014000100013#footnote-33032-2).



Gharbi, K., Matthews, L., Bron, J., Roberts, R., Tinch, A., & Stear, M. (2015). The control of sea lice in Atlantic salmon by selective breeding. *Journal of the Royal Society Interface*, 12(110), 20150574. <https://doi.org/10.1098/rsif.2015.0574>

Gillibrand, P. A., & Willis, K. J. (2007). Dispersal of sea louse larvae from salmon farms: modelling the influence of environmental conditions and larval behaviour. *Aquatic Biology*, 1(1), 63-75. <https://doi.org/10.3354/ab00006>

Godoy, M.G., Aedo, A., Kibenge, M.J., Groman, D.B. (2008) First detection, isolation and molecular characterization of infectious salmon anaemia virus associated with clinical disease in farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*) in Chile. *BMC Vet Res* 4:28. <http://www.biomedcentral.com/1746-6148/4/28>

González, L., & Carvajal, J. (2003). Life cycle of *Caligus rogercresseyi*, (Copepoda: Caligidae) parasite of Chilean reared salmonids. *Aquaculture*, 220(1-4), 101-117. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(02\)00512-4](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(02)00512-4)

González, M. T., Molinet, C., Arenas, B., Asencio, G., & Carvajal, J. (2012). Fecundity of the sea louse *Caligus rogercresseyi* on its native host *Eleginops maclovinus* captured near salmon farms in southern Chile. *Aquaculture Research*, 43(6), 853-860. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2011.02900.x>

Gregoire, M. & Oguz, T. (2003). Modeling Biogeochemical Processes in Marine Ecosystems. UNESCO – EOLSS. Sample Chapters. Oceanography – Vol.III.

Guarracino, M., Qviller, L., & Lillehaug, A. (2018). Evaluation of aquaculture management zones as a control measure for salmon lice in Norway. *Diseases of aquatic organisms*, 130(1), 1-9. <https://doi.org/10.3354/dao03254>

Gustafsson, K.E., Bendtsen, J. (2007). Elucidating the dynamics and mixing agents of a shallow fjord through age tracer modeling. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 74 (4), 641–654. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.05.023>

Gustafson, L., Remmenga, M., Del Valle, O. S., Ibarra, R., Antognoli, M., Gallardo, A., ... & Fica, M. L. (2016). Area contact networks and the spatio-temporal spread of infectious salmon anemia virus (ISA) in Chile. *Preventive Veterinary Medicine*, 125, 135-146. <https://doi.org/10.1016/j.prevetmed.2016.01.001>

Hirst, A.C. (1999). Determination of water component age in ocean models: application to the fate of North Atlantic Deep Water. *Ocean Modelling* 1, 81–94.

Hong, B., Shen, J. (2013). Linking dynamics of transport timescale and variations of hypoxia in the Chesapeake Bay. *J. Geophys. Res. Oceans*, 118, 6017–6029. <https://doi.org/10.1002/2013JC008859>

Hunter, J.R., Craig, P.D., Phillips, H.E. (1993). On the use of random walks models with spatially variable diffusivity. *Journal of Computational Physics* 106, 366–376. [https://doi.org/10.1016/S0021-9991\(83\)71114-9](https://doi.org/10.1016/S0021-9991(83)71114-9)

Ibietá, P., Tapia, V., Venegas, C., Hausdorf, M., & Takle, H. (2011). Chilean salmon farming on the horizon of sustainability: review of the development of a highly intensive production, the ISA crisis and

implemented actions to reconstruct a more sustainable aquaculture industry. Aquaculture and the Environment-A Shared Destiny, 215-246. <https://doi.org/10.5772/30678>

Jain, A. K. (2010). Data clustering: 50 years beyond K-means. Pattern Recognition Letters, 31(8), 651–666. <https://doi.org/10.1016/j.patrec.2009.09.011>

Kaufman, L., & Rousseeuw, P. J. (2009). Finding Groups in Data: An Introduction to Cluster Analysis. Wiley-Interscience.

Karstensen, J., Tomczak, M. (1998). Age determination of mixed water masses using CFC and oxygen data. Journal of Geophysical Research 103 C9, 18599–18609. <https://doi.org/10.1029/98JC00889>

Kawase, M., Bang, S. (2013). Seasonal variability of salinity and circulation in a silled estuarine fjord: a numerical model study. Coni. Shelf Res. 71:109-126. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2013.10.005>

Kibenge, F. S., Gárate, O. N., Johnson, G., Arriagada, R., Kibenge, M. J., & Wadowska, D. (2001). Isolation and identification of infectious salmon anaemia virus (ISAV) from Coho salmon in Chile. Diseases of aquatic organisms, 45(1), 9-18. <https://doi.org/10.3354/dao045009>

Kool, J. T., Moilanen, A., & Treml, E. A. (2013). Population connectivity: recent advances and new perspectives. Landscape Ecology, 28(2), 165-185. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9819-z>

Lannan, C. N., & Fryer, J. L. (1993). *Piscirickettsia salmonis*, a major pathogen of salmonid fish in Chile. Fisheries Research, 17(1-2), 115-121. [https://doi.org/10.1016/0165-7836\(93\)90011-U](https://doi.org/10.1016/0165-7836(93)90011-U)

Mancilla-Schulz, J., Marín, S. L., & Molinet, C. (2019). Dynamics of *Caligus rogercresseyi* (Boxshall & Bravo, 2000) in farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*) in southern Chile: Are we controlling sea lice?. Journal of fish diseases, 42(3), 357-369. <https://doi.org/10.1111/jfd.12931>

Mardones, F. O., Perez, A. M., & Carpenter, T. E. (2009). Epidemiologic investigation of the re-emergence of infectious salmon anemia virus in Chile. Diseases of Aquatic Organisms, 84(2), 105-114. <https://doi.org/10.3354/dao02040>

Meruane, Carolina & de la Fuente Stranger, Alberto & Contreras, Manuel. (2011). Conectividad hidrodinámica entre barrios de salmones en el sur de Chile. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.1513.5444>

Minor, E. S., & Urban, D. L. (2008). A graph-theory framework for evaluating landscape connectivity and conservation planning. Conservation biology, 22(2), 297-307. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00871.x>

Monsen, N.E., Cloem, J.E., Lucas, L.V., Monismith, S.G. (2002). A comment on the use of flushing time, residence time, and age as transport timescales. Limnology and Oceanography 47 (5), 1545-1553. <https://doi.org/10.4319/lo.2002.47.5.1545>

Monterey Bay Aquarium Seafood Watch. (2023). Salmon aquaculture report. Monterey Bay Aquarium. En línea. <https://www.seafoodwatch.org/our-projects/farmed-salmon-in-chile>

Newman, M. E. (2003). The structure and function of complex networks. SIAM review, 45(2), 167-256.



Núñez-Acuña, G., Sáez-Vera, C., Valenzuela-Muñoz, V., Valenzuela-Miranda, D., Arriagada, G., & Gallardo-Escárata, C. (2020). Tackling the molecular drug sensitivity in the sea louse *Caligus rogercresseyi* based on mRNA and lncRNA interactions. *Genes*, 11(8), 857. <https://doi.org/10.3390/genes11080857>

Okubo, A. (1994). The role of diffusion and related physical processes in dispersal and recruitment of marine populations. In: Sammarco PW, Heron ML (eds) *The bio-physics of marine larval dispersal*. American Geophysical Union, Washington, DC, pp 5–32.

Olivares, G., Sepulveda, H. H., & Yannicelli, B. (2015). Definition of sanitary boundaries to prevent ISA spread between salmon farms in southern Chile based on numerical simulations of currents. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 158, 31-39. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.02.013>

Oliveira, A., Baptista, A.M. (1997). Diagnostic modeling of residence times in estuaries. *Water Resour. Res.* 33 (8), 1935–1946. <https://doi.org/10.1029/97WR00653>

Oppedal, F., Samsing, F., Dempster, T., Wright, D. W., Bui, S., & Stien, L. H. (2017). Sea lice infestation levels decrease with deeper 'snorkel' barriers in Atlantic salmon sea-cages. *Pest Management Science*, 73(9), 1935-1943. <https://doi.org/10.1002/ps.4560>

O'Shea, B., Wadsworth, S., Pino Marambio, J., Birkett, M. A., Pickett, J. A., & Mordue, A. J. (2017). Disruption of host-seeking behaviour by the salmon louse, *Lepeophtheirus salmonis*, using botanically derived repellents. *Journal of fish diseases*, 40(4), 495-505. <https://doi.org/10.1111/jfd.12526>

Ospina-Alvarez, A., de Juan, S., Alós, J., Basterretxea, G., Alonso-Fernández, A., Follana-Berná, G., Palmer, M. & Catalán, I. A. (2020). MPA network design based on graph theory and emergent properties of larval dispersal. *Marine Ecology Progress Series*, 650, 309-326. <https://doi.org/10.3354/meps13399>

Overton, K., Samsing, F., Oppedal, F., Dalvin, S., Stien, L. H., & Dempster, T. (2018). The use and effects of hydrogen peroxide on salmon lice and post-smolt Atlantic salmon. *Aquaculture*, 486, 246-252. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2017.12.041>

Overton, K., Oppedal, F., Stien, L. H., Molsumyr, L., Wright, D. W., & Dempster, T. (2019). Thermal delousing with cold water: Effects on salmon lice removal and salmon welfare. *Aquaculture*, 505, 41-46. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2019.02.046>

Overton, K., Barrett, L. T., Oppedal, F., Kristiansen, T. S., & Dempster, T. (2020). Sea lice removal by cleaner fish in salmon aquaculture: a review of the evidence base. *Aquaculture Environment Interactions*, 12, 31-44. <https://doi.org/10.3354/aei00345>

Pinilla, E., Soto, G., Soto-Riquelme, C., Venegas, O., Salas, P., Reche, P. (2020). Determinación de las escalas de intercambio de agua en fiordos y canales de la región de Los Lagos y región de Aysén del General Carlos Ibáñez del Campo. Instituto de Fomento Pesquero - Subsecretaría de Economía 2020, pp. 66. [http://190.151.20.106/exlibris/aleph/a23\\_1/apache\\_media/GRTMPRA128Q17133LA11RY68VVXJ6H.pdf](http://190.151.20.106/exlibris/aleph/a23_1/apache_media/GRTMPRA128Q17133LA11RY68VVXJ6H.pdf)

Rabe, B., Hindson, J., Gallego, A., Salama, N., & Wolf, J. (2017). Physical oceanography work in support of aquaculture and an application of bio-physical modelling to investigate connectivity between farm management areas in Scotland. In OCEANS 2017-Aberdeen (pp. 1-5). IEEE. <https://doi.org/10.1109/OCEANSE.2017.8084764>

Rabe, B., Gallego, A., Wolf, J., Murray, R. O. H., Stuiver, C., Price, D., & Johnson, H. (2020). Applied connectivity modelling at local to regional scale: the potential for sea lice transmission between Scottish finfish aquaculture management areas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 238, 106716. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106716>

Raynard, R. S., Bricknell, I. R., Billingsley, P. F., Nisbet, A. J., Vigneau, A., & Sommerville, C. (2002). Development of vaccines against sea lice. *Pest Management Science: formerly Pesticide Science*, 58(6), 569-575.

Rodrigo, C. (2006). Topografía submarina en canales de la Patagonia Norte. Avances en el conocimiento oceanográfico de las aguas interiores chilenas, Puerto Montt a cabo de Hornos. N. Silva & S. Palma (eds.) Comité Oceanográfico Nacional - Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Valparaíso, pp. 19-23.

SalmonChile. (2022). Informe anual de producción y sostenibilidad de la salmonicultura en Chile 2022. Puerto Montt: SalmonChile. <https://www.salmonchile.cl>

SalmonChile. (2024). ¿Cuántos puestos de trabajo aporta la industria salmonera? SalmonChile A.G. Blog. En línea. <https://www.salmonchile.cl/blog/puestos-trabajo-industria-salmonera/>

Samsing, F., Johnsen, I., Dempster, T., Oppedal, F., & Treml, E. A. (2017). Network analysis reveals strong seasonality in the dispersal of a marine parasite and identifies areas for coordinated management. *Landscape Ecology*, 32(10), 1953-1967. <https://doi.org/10.1007/s10980-017-0557-0>

Sandery, P.A., Kämpf, J. (2007). Transport timescales for identifying seasonal variation in Bass Strait, south-eastern Australia. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 74, 684-696. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.05.011>

Santini, L., Saura, S., & Rondinini, C. (2016). Connectivity of the global network of protected areas. *Diversity and Distributions*, 22(2), 199-211. <https://doi.org/10.1111/ddi.12390>

Servicio Nacional de Aduanas. (2025). Informe anual de exportaciones de productos del mar 2024. Gobierno de Chile. [https://www.aduana.cl/aduana/site/docs/20181214/20181214113928/anuario\\_estadistico\\_aduanas\\_2024.pdf](https://www.aduana.cl/aduana/site/docs/20181214/20181214113928/anuario_estadistico_aduanas_2024.pdf)

Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura - Sernapesca (2021), Ministerio de Economía, Fomento y Turismo, Gobierno de Chile. Disponible en <https://www.sernapesca.cl/>

Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura - Chile. <http://www.sernapesca.cl/programas/programa-sanitario-especifico-de-vigilancia-y-control-de-caligidosis>



Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura - Chile. <http://www.sernapesca.cl/normativa-relacionada/agrupacion-de-concesiones-de-salmonidos>

Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (SERNAPESCA). (2024). Informe sanitario de la salmonicultura en Chile 2024. Ministerio de Economía, Fomento y Turismo, Gobierno de Chile.

Shen, J., Wang, H.V., (2007). Determining the age of water and long-term transport timescale of the Chesapeake Bay. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 74, 585–598. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.05.017>

Sievers, H. A., Calvete, C., Silva, N. (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, M., Oppedal, F., Ditría, E., & Wright, D. W. (2019). The effectiveness of hyposaline treatments against host-attached salmon lice. *Scientific reports*, 9(1), 1-10. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-43533-8>

Silva, N., Calvete, C., Sievers, H.A. (1997). Características oceanográficas físicas y químicas de canales australes chilenos entre Puerto Montt y laguna San Rafael (Crucero Cimar Fiordo 1). *Ciencia y Tecnología del Mar*, 20: 23 - 106.

Silva, N., Calvete, C., Sievers, H. (1998). Masas de agua y circulación para algunos canales australes entre Puerto Montt y Laguna San Rafael, Chile (Crucero Cimar- Fiordo 1). *Ciencia y Tecnología del Mar* 21, 17–48.

Skjelvareid, M. H., Breiland, M. S., & Mortensen, A. (2018). Ultrasound as potential inhibitor of salmon louse infestation—A small-scale study. *Aquaculture Research*, 49(8), 2684-2692. <https://doi.org/10.1111/are.13729>

Sobarzo, M., Bravo, L., Iturra, C., Troncoso, A., Riquelme, R., Campos, P., & Agurto, C. (2018). Hydrodynamics of a channel occupied by the aquaculture industry in southern Chile: implications for connectivity between farms. *Aquaculture Environment Interactions*, 10, 291-307. <https://doi.org/10.3354/aei00268>

Soto, G., Pinilla, E., Reche, P., Soto-Riquelme, C., & Cortés, J. (2021). Modelación de alta resolución aplicada al transporte hidrodinámico y su relación con procesos biogeoquímicos en la Patagonia Norte. Instituto de Fomento Pesquero - Subsecretaría de Economía 2021, pp. 184. [https://www.ifop.cl/wp-content/contenidos/uploads/RepositorioIfop/InformeFinal/2021/P-656117\\_actualizado.pdf](https://www.ifop.cl/wp-content/contenidos/uploads/RepositorioIfop/InformeFinal/2021/P-656117_actualizado.pdf)

Soto-Riquelme, C., Pinilla, E., & Ross, L. (2023). Wind influence on residual circulation in Patagonian channels and fjords. *Continental Shelf Research*, 254, 104905. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2022.104905>

Stien, A., Bjørn, P. A., Heuch, P. A., & Elston, D. A. (2005). Population dynamics of salmon lice *Lepeophtheirus salmonis* on Atlantic salmon and sea trout. *Marine Ecology Progress Series*, 290, 263-275. <https://doi.org/10.3354/meps290263>



Stien, L. H., Lind, M. B., Oppedal, F., Wright, D. W., & Seternes, T. (2018). Skirts on salmon production cages reduced salmon lice infestations without affecting fish welfare. *Aquaculture*, 490, 281-287. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2018.02.045>

Subsecretaría de Pesca y Acuicultura – Chile (2023). <https://mapas.subpesca.cl/ideviewer/>

Subsecretaría de Pesca y Acuicultura – Chile. (2012). [https://www.subpesca.cl/portal/616/articles-5121\\_documento.pdf](https://www.subpesca.cl/portal/616/articles-5121_documento.pdf)

Sviland Walde, C., Bang Jensen, B., Pettersen, J. M., & Stormoen, M. (2021). Estimating cage-level mortality distributions following different delousing treatments of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in Norway. *Journal of Fish Diseases*, 44(7), 899-912. <https://doi.org/10.1111/jfd.13348>

Tapia, D., Rozas-Serri, M., & Enríquez, R. (2013). Persistence of ISA virus under different salinities. *Journal of Virology*, 87(22), 12349–12354.

Thomas, C. J., Lambrechts, J., Wolanski, E., Traag, V. A., Blondel, V. D., Deleersnijder, E., & Hanert, E. (2014). Numerical modelling and graph theory tools to study ecological connectivity in the Great Barrier Reef. *Ecological Modelling*, 272, 160-174. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.10.002>

Thorstad, E. B., Todd, C. D., Uglem, I., Bjørn, P. A., Gargan, P. G., Vollset, K. W., ... & Finstad, B. (2015). Effects of salmon lice *Lepeophtheirus salmonis* on wild sea trout *Salmo trutta* a literature review. *Aquaculture Environment Interactions*, 7(2), 91-113. <https://doi.org/10.3354/aei00142>

Treml, E. A., Halpin, P. N., Urban, D. L., & Pratson, L. F. (2008). Modeling population connectivity by ocean currents, a graph-theoretic approach for marine conservation. *Landscape Ecology*, 23(1), 19-36. <https://doi.org/10.1007/s10980-007-9138-y>

Urban, D., & Keitt, T. (2001). Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology*, 82(5), 1205-1218.

Valdenegro, A., Silva, N. (2003). Caracterización oceanográfica física y química de la zona de canales y fiordos australes de Chile entre el estrecho de Magallanes y cabo de Hornos (CIMAR 3 fiordo). *Ciencia y Tecnología del Mar* 26(2): 19-60.

Vargas-Chacoff, L., Muñoz, J. L. P., Hawes, C., Oyarzún, R., Pontigo, J. P., Saravia, J., ... & Wadsworth, S. (2016). Atlantic salmon (*Salmo salar*) and Coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) display differential metabolic changes in response to infestation by the ectoparasite *Caligus rogercresseyi*. *Aquaculture*, 464, 469-479. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2016.07.029>

Viero, DP., Defina, A. (2016). Water age, exposure time, and local flushing time in semi-enclosed, tidal basins with negligible freshwater inflow. *Journal of Marine Systems*, Volume 156, p. 16-29. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2015.11.006>

Visser, A.W., (1997). Using random walk models to simulate the vertical distribution of particles in a turbulent water column. *Marine Ecology Progress Series* 158, 275–281. <https://doi.org/10.3354/meps158275>



Waagbø, R. (2006). Feeding and disease resistance in fish. In Biology of growing animals (Vol. 4, pp. 387-415). Elsevier. [https://doi.org/10.1016/S1877-1823\(09\)70100-6](https://doi.org/10.1016/S1877-1823(09)70100-6)

Walker, S.J., (1999). Coupled hydrodynamic and transport models of Port Phillip Bay, a semi-enclosed bay in south-eastern Australia. Australian Journal of Marine and Freshwater Research 50, 469e481. <https://doi.org/10.1071/MF98071>

Wang, P., & Mendes, I. (2024). Climate resilience in aquaculture: A cluster analysis of Chinese coastal regional production and farming practices in the face of climatic shifts 2017–2021. Journal of Infrastructure Policy and Development, 8(9), Article 6052. <https://doi.org/10.24294/jipd.v8i9.6052>

West, D. B. (2001). Introduction to graph theory (Vol. 2). Upper Saddle River: Prentice hall.

Wurmann, C. Soto, D., Norambuena, R. 2022. Regional review on status and trends in aquaculture development in Latin America and the Caribbean – 2020. FAO Fisheries and Aquaculture Circular No.1232/3. Rome, FAO. <https://doi.org/10.4060/cb7811en>

Wurmann, C., Soto, D., & Bravo, F. (2022). Panorama de la salmonicultura chilena: Producción, desafíos y sostenibilidad. Santiago de Chile: Subpesca. <https://www.subpesca.cl>

Yáñez, E., Cifuentes, L., & Iriarte, J. (2017). Climate variability and aquaculture in southern Chile. Fisheries Oceanography, 26(4), 364–376. <https://doi.org/10.1111/fog.12183>

Zhang, W.G., Wilkin, J.L., Schofield, O. (2010). Simulation of water age and residence time in New York Bight. J. Phys. Oceanogr. 40, 965–982. <https://doi.org/10.1175/2009JPO4249.1>

Zhang, J., Zhang, X., Liu, J., & Qiu, H. (2020). PCA-based water quality assessment in aquaculture areas. International Journal of Environmental Research and Public Health, 17(4), 1446. <https://doi.org/10.3390/ijerph17041446>

Zimmerman, J.T.F. (1976). Mixing and flushing of tidal embayments in the Western Dutch Wadden Sea. Part I: Distribution or salinity and calculation or mixing time scales. Neth. J. Sea Res. [https://doi.org/10.1016/0077-7579\(76\)90013-2](https://doi.org/10.1016/0077-7579(76)90013-2)