

INFORME FINAL

EVALUACIÓN DE LA CAPACIDAD DE CARGA DEL ESTUARIO RELONCAVÍ, X REGIÓN

PROYECTO FIP 2007–21



Centro de Investigación en Ecosistemas de la Patagonia (CIEP)

**EVALUACIÓN DE LA CAPACIDAD DE CARGA DEL ESTUARIO
RELONCAVÍ, X REGIÓN. Proyecto FIP 2007-21**

REQUIRENTE

FONDO DE INVESTIGACIÓN PESQUERA (FIP)

EJECUTOR

Centro de Investigación en Ecosistemas
de la Patagonia(CIEP)/Universidad Austral de Chile

JEFE de PROYECTO

Giovanni Daneri

INVESTIGADORES

Caracterización Hidrodinámica

Oscar Pizarro

Dante Figueroa

Caracterización Biológica (columna de agua)

Giovanni Daneri

Paulina Montero

Jose Luis Irirate

Humberto González

Caracterización Biológica (sedimentos)

Eduardo Quiroga

Raúl Ortiz

Capacidad de Carga

Fabián Tapia

Ricardo Geisecke

Silvio Pantoja

Per Hall

Ricardo Norambuena

Tabla de contenido

RESUMEN EJECUTIVO	11
OBJETIVO GENERAL	18
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	18
ANTECEDENTES	19
1. Antecedentes oceanográficos de la región austral	20
2. El Fiordo Reloncaví.....	21
METODOLOGÍA DE TRABAJO	24
1. Objetivo específico N°1	25
2. Objetivo específico N°2.....	45
3. Objetivo específico N°3.....	46
4. Objetivo específico N°4.....	50
5. Objetivo específico N°5.....	53
6. Objetivo específico N°6.....	58
7. Objetivo específico N°7.....	76
RESULTADOS	77
1. Objetivo específico N°1, N°2 y N°3.....	77
1.1 Caracterización hidrodinámica (circulación e hidrografía) del área de estudio	77
1.2 Caracterización biológica del área de estudio (columna de agua).....	117
1.3 Caracterización biológica del área de estudio (sedimentos fondos blandos)	149
1.4 Caracterización biológica del área de estudio (sedimentos fondos duros).....	163
2. Objetivo específico N°4.....	178
3. Objetivo específico N°5 y N°6.....	197
3.1 Capacidad de carga para la mitilicultura en el fiordo Reloncaví.....	197
3.2 Capacidad de carga para la salmonicultura en el fiordo Reloncaví.....	208
4. Objetivo específico N°7	215
4.1 Contexto conceptual y antecedentes relevantes.....	215
4.2 Actividades productivas en el estero Reloncaví.....	220
4.3 Producción y seguimiento ambiental de la acuicultura en el estero Reloncaví....	221
4.4 El uso de indicadores en la acuicultura	224
4.5 Escalas de análisis y condiciones límite para la acuicultura.	225
CONCLUSIONES.....	242
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	249

Tabla de contenido Figuras y Tablas

Figura 1. Área de estudio, estuario Reloncaví, X región.....	24
Figura 2. Posición de las estaciones de CTD-OF y transecta de ADCP-MCE a lo largo del fiordo.	27
Figura 3. Posición geográfica de las estaciones de muestreo en columna de agua, del área de estudio.....	29
Figura 4. Posición geográfica de las estaciones de muestreo en sedimentos fondos blandos, del área de estudio..	37
Figura 5. Posición geográfica de las estaciones de muestreo de fondos duros en el fiordo Reloncaví.....	41
Figura 6. Esquema de los reservorios y principales procesos biológicos dentro de la zona de estudio.....	45
Figura 7. Representación esquemática de la aproximación a la evaluación de la capacidad de carga del Estuario Reloncaví.	55
Figura 8. Representación esquemática de la estimación de capacidad de carga a la escala de un cultivo de salmónidos utilizando el modelo MOM.....	60
Figura 9. Batimetría y delimitación del fiordo en cuatro sub-cuencas (derecha).....	61
Figura 10. Distribución de temperatura, salinidad, densidad, oxígeno disuelto y fluorescencia a lo largo del fiordo Reloncaví.....	79
Figura 11. Temperatura, salinidad, densidad (sigma-teta) y oxígeno disuelto versus profundidad en la cuenca Boca-Isla Marimeli	82
Figura 12. Batimetría a lo largo del fiordo Reloncaví con las diferentes sub-cuencas que la componen.	84
Figura 13. Esquema de la circulación superficial y sub-superficial en el estuario Reloncaví.	89
Figura 14. Perfil promedio de la componente de la corriente a lo largo del fiordo cerca de la boca.....	96
Figura 15. Áreas de las diferentes sub-cuencas del estuario	97
Figura 16. Frecuencia de boyantez (N^2)	101
Figura 17. Distribución de las mediciones realizadas con radar en el estuario Reloncaví.	103
Figura 18. Puntos de la grilla en que se midió la velocidad superficial del mar.	104
Figura 19. Selección de puntos para análisis de corrientes marinas superficiales longitudinalmente y perpendicularmente al fiordo.....	106
Figura 20. Velocidades instantáneas longitudinales al fiordo.....	108
Figura 21. Velocidades instantáneas perpendiculares al fiordo	109
Figura 22. Diferencia entre costados del fiordo.	110
Figura 23: Giros positivos o negativos	111
Figura 24. Corrientes de marea	112
Figura 24. Comparación de mediciones con ADCP cerca de la superficie con mediciones con el radar en el mismo punto.....	114
Figura 25. Corrientes con ADCP y radar, vientos y precipitaciones.....	115
Figura 26. Clorofila-a total y contribución de las fracciones de tamaño del fitoplancton .	118
Figura 27. Clorofila fraccionada integrada.....	119
Figura 28. Distribución vertical de clorofila total	120
Figura 29. Contribución por taxa fitoplanctónica (promedio).....	122

Figura 30. Carbono orgánico particulado (COP) durante invierno y primavera	125
Figura 31. Carbono orgánico particulado (COP) durante verano y otoño.....	126
Figura 32. Biomasa de bacterias y nanoflagelados (autótrofos y heterótrofos)	129
Figura 33. Biomasa de microzooplancton y pellets fecales totales, biomasa de dinoflagelados, ciliados y nauplii totales y biomasa de pellets de copépodos, eufaúsidos, apendicularias e indeterminados.....	133
Figura 34. Flujo vertical de seston total, material litogénico, materia orgánica total y carbono orgánico particulado (COP), flujo vertical de pellets fecales, diatomeas, microzooplancton total y flujo vertical pellets de copépodos, eufaúsidos, apendicularias e indeterminados durante invierno, primavera, verano y otoño en el fiordo Reloncaví.	138
Figura 35. Estimación de producción primaria en la columna de agua.....	141
Figura 36. Contribución de las clases de tamaño del fitoplancton a la producción primaria total	141
Figura 37. Tasas de producción primaria bruta (GPP), respiración comunitaria (RC) y relación GPP/RC.	143
Figura 38. Relación Spearman (r_s) entre los valores de producción primaria bruta (GPP) y respiración comunitaria (RC).	143
Figura 39. Producción secundaria bacteriana (PSB) con incorporación de Leucina (Leu) y Timidina (Tda).....	145
Figura 40. Análisis de componentes principales (PCA) para las variables ambientales de los fondos blandos	151
Figura 41. Análisis comparativo (SIMPER) entre las estaciones asociadas a centros de cultivo y estaciones no asociadas a centros de cultivos.....	154
Figura 42. Dendograma de clasificación para las réplicas de cada una de las estaciones bentónicas del Estuario de Reloncaví.....	157
Figura 43. Análisis de Escalación no métrica multidimensional (NMDS) para las estaciones bentónicas de los fondos blandos del Estuario Reloncaví.	157
Figura 44. Curvas ABC de las estaciones bentónicas del Estuario de Reloncaví.	159
Figura 45. Curvas ABC de las estaciones bentónicas del Estuario de Reloncaví.	160
Figura 46. Análisis de componentes principales (PCA).....	162
Figura 47. Curva de k dominancia del área de estudio A1.....	169
Figura 48. Curva de k dominancia del área de estudio A2.....	170
Figura 49. Curva de k dominancia del área de estudio A3.....	170
Figura 50. Curva de k dominancia del área de estudio A4.....	170
Figura 51. Curva de k dominancia del área de estudio A5.....	171
Figura 52. Curva de k dominancia del área de estudio A6.....	171
Figura 53. Curva de k dominancia del área de estudio A7.....	171
Figura 54. Curva de k dominancia del área de estudio A8.....	172
Figura 55. Curva de k dominancia del área de estudio A9.....	172
Figura 56. Curva de k dominancia del área de estudio A10.....	172
Figura 57. Curva de k dominancia del área de estudio A11.....	173
Figura 58. Curva de k dominancia del área de estudio A12.....	173
Figura 59. Clasificación del análisis de conglomerados de las áreas de muestreo.....	174
Figura 60: Ordenación del escalamiento multidimensional no-métrico de las comunidades de macro fauna bentónicas de las áreas de muestreo en los sectores Estero Reloncaví (ER), Seno Reloncaví (SR) y Desembocadura Petrohué (DP).....	175

Figura 61. Ordenación del escalamiento multidimensional no-métrico de las comunidades macro fauna bentónicas, factor profundidad.	176
Figura 62. Serie de tiempo de la precipitación mensual en estación Puelo.....	179
Figura 63. Serie de tiempo de precipitación acumulada en estación Puelo	179
Figura 64. Serie de tiempo de la precipitación mensual y evaporación en estación Puelo	180
Figura 65. Serie de tiempo de evaporación anual en estación Puelo.....	181
Figura 66. Serie de tiempo del caudal mensual del río Puelo	182
Figura 67: Medias mensuales del caudal de los río Puelo y Petrohué.....	183
Figura 68. Perfiles de Salinidad en la boca del estuario del Reloncaví, para cada uno de los muestreos.....	184
Figura 69. Perfiles de Salinidad en la boca del estuario del Reloncaví, para cada uno de los muestreos.....	184
Figura 70. Pefiles de Nutrientes en Crucero Cimar 10 Fiordo etapa 1 (CFSep-04), en la boca del estuario del Reloncaví.....	185
Figura 71: Pefiles de Nutrientes en Crucero Cimar 10 Fiordo etapa 2 (CFNov-04), en la boca del estuario del Reloncaví.....	186
Figura 72. Pefiles de Nutrientes en Crucero Cimar 11 Fiordo etapa 1 (CFJul-05), en la boca del estuario del Reloncaví.	186
Figura 73. Pefiles de Nutrientes en Crucero Cimar 11 Fiordo etapa 2 (CFNov-05), en la boca del estuario del Reloncaví.....	187
Figura 74. Pefiles de Nutrientes en Crucero Cimar 14 Fiordo (CFNov-08), en la boca del estuario del Reloncaví.	187
Figura 75: Pefiles de Nutrientes en muestreo Ago-08, en la boca del estuario del Reloncaví.	188
Figura 76: Pefiles de Nutrientes en muestreo Oct-08, en la boca del estuario del Reloncaví.	188
Figura 77: Pefiles de Nutrientes en muestreo May-09, en la boca del estuario del Reloncaví.	189
Figura 78. Regresión lineal entre $N-NO_3^-$ y $P-PO_4^{-3}$ en la boca del estuario reloncaví, durante los crucero Cimar Fiordos 10, 11 y 14	193
Figura 79. Matriz mixta de impactos ecotróficos.....	200
Figura 80. Biomasa máxima estimada para un centro de cultivo tipo por sub-cuenca y mes del año de acuerdo a los tres criterios del modelo MOM.....	208
Figura 82. Densidad máxima de peces ($kg\ m^{-3}$) estimada en función del parámetro ambiental crítico (eje x) y de la orientación de los centros de cultivo con respecto a la corriente dominante en cada sub-cuenca del Estuario Reloncaví.....	210
Figura 83. Producción anual (miles de toneladas) por centro, en función del parámetro ambiental crítico y de la orientación de las balsas-jaula con respecto a la corriente dominante.	211
Figura 84. Estimaciones de biomasa máxima (miles de toneladas), por sub-cuenca y especie, en función del parámetro ambiental crítico y de la orientación de las balsas-jaula con respecto a la corriente dominante.	212
Figura 85. Vista general del estero Reloncaví.....	222
Figura 86. Conformación topográfica del estero Reloncaví que lo caracteriza como un típico fiordo, con cuatro sub-cuencas.....	222
Figura 87. Distribución vertical de las masas de agua en el mar interior de la Región de Los Lagos.....	223

Figura 88. Distribución horizontal de las masas de agua entre los 42° y 47° S.....	224
Figura 89. Oxígeno disuelto en centros de cultivo en la Región de Los Lagos durante 2005.....	229
Figura 90. Oxígeno disuelto en centros de cultivo en la Región de Los Lagos durante 2006.....	229
Figura 91. Representación gráfica de las escalas de análisis.....	231
Figura 92. Representación gráfica de las escalas de análisis.....	234
Figura 93. Escala zona B.....	235
Figura 94. Escala zona C.....	235

Tabla 1. Estaciones de muestreo columna de agua	28
Tabla 2. Posición y profundidad de las estaciones de muestreo en sedimentos.....	36
Tabla 3. Parámetros físico-químicos del Modelo MOM estimados para cada sub-cuenca del estuario Reloncaví.	64
Tabla 4. Parámetros productivos utilizados en la implementación del modelo MOM para las dos principales especies de salmónidos cultivadas en el estuario Reloncaví.....	65
Tabla 5. Número de centros de cultivo de salmón Atlántico y Trucha operativos por sub-cuenca.	67
Tabla 6. Intervalos de confianza estimados en base a valores de pedigrí.	75
Tabla 6. Estadística de las Corrientes en Cochamó.....	89
Tabla 7. Estadística de las Corrientes en Puelo.....	90
Tabla 8. Estadística de las Corrientes en la Boca.....	92
Tabla 9. Resumen con los principales constituyentes de la marea medida en el estuario Reloncaví.....	93
Tabla 10: Composición específica del fitoplancton en las estaciones de muestreo.....	123
Tabla 11. Carbono orgánico particulado integrado	127
Tabla 12. Biomasa de bacterias y nanoflagelados (autótrofos y heterótrofos) integrada... ..	130
Tabla 13. Biomasa de microzooplancton y pellets fecales totales, biomasa de dinoflagelados, ciliados y nauplii totales y biomasa de pellets de copépodos, eufáusidos, apendicularias e indeterminados, integrados durante invierno y primavera.	134
Tabla 14. Biomasa de microzooplancton y pellets fecales totales, biomasa de dinoflagelados, ciliados y nauplii totales y biomasa de pellets de copépodos, eufáusidos, apendicularias e indeterminados, integrados durante verano y otoño.....	135
Tabla 15. Distribución vertical de la biomasa de microzooplancton total, dinoflagelados, ciliados y nauplii totales durante invierno, primavera, verano y otoño.....	136
Tabla 16. Flujo vertical de seston total, material litogénico, materia orgánica total y carbono orgánico particulado (COP), flujo vertical de pellets fecales, diatomeas, microzooplancton total y flujo vertical pellets de copépodos, eufáusidos, apendicularias e indeterminados durante invierno, primavera, verano y otoño en el fiordo Reloncaví.....	139
Tabla 17. Resumen de las principales mediciones biológicas de la columna de agua durante el período de estudio.....	146
Tabla 18. Concentración de nutrientes medida durante agosto y octubre 2008.....	147
Tabla 19. Concentración de nutrientes medida durante mayo 2009.....	148
Tabla 20. Parámetros físico-químicos del sedimento.....	150
Tabla 21. Contribución porcentual en abundancia y biomasa de la macrofauna bentónica	153
Tabla 22. Atributos comunitarios macrofauna bentónica del Estuario de Reloncaví.	155

Tabla 23. Contribución porcentual de los distintos Phylum de fauna presentes en las áreas de trabajo	163
Tabla 24. Total de especies registradas en el área de muestreo	164
Tabla 25. Total de especies de macro flora registrado en el área de muestreo del Fiordo de Reloncaví.....	165
Tabla 26. Presencia de las especies de macro fauna en cada una de las 12 estaciones de muestreo del Fiordo de Reloncaví.....	166
Tabla 27. Presencia de las especies de macro flora en cada una de las 12 estaciones de muestreo del Fiordo de Reloncaví.....	167
Tabla 28. Especies de fauna dominante en cada área de estudio del Fiordo de Reloncaví.....	167
Tabla 29. Riqueza de especies por área de muestreo del Fiordo de Reloncaví.....	168
Tabla 30. Índices de diversidad de Shannon-Wiener y de uniformidad de Pielou para cada área de muestreo	169
Tabla 31. <i>Prueba de a pares</i> del análisis de similitudes (ANOSIM).....	175
Tabla 32. <i>Prueba de a pares</i> del análisis de similitudes (ANOSIM).	177
Tabla 33: Resultados del modelo de balance de agua para los cruceros CIMAR Fiordo. .	190
Tabla 34: Resultados del modelo de balance de agua para este estudio.	191
Tabla 35. Resultados del modelo de balance de nutrientes para los cruceros CIMAR Fjordos 10, 11 y 14	192
Tabla 37. Parámetros iniciales del sistema en estudio.....	198
Tabla 38. Matriz de datos de dieta, basado en Pavés & González (2008) y ajustada según la disponibilidad de las presas en el medio (Apendicularia, Mitílidos).	199
Tabla 39. Proporción de cambio de los parámetros originales para balancear el modelo..	202
Tabla 40. Parámetros finales resultantes del balance de masas en el ecosistema del fiordo de Reloncaví.....	203
Tabla 41. Eficiencia ecotrófica de los grupos al aumentar la biomasa de mitílidos hasta lograr una EE de 1 para el detritus (Capacidad de carga ecológica (CC ecológica)) y fitoplancton (capacidad de carga productiva (CC prod)).	205
Tabla 42. Proporción de uso de las actividades productivas autorizadas en el estero Reloncaví.....	227
Tabla 43. Cosecha desde centros de cultivo de salmones y chorito en el estuario Reloncaví para los años 2005 y 2006.....	228
Tabla 44. Valores de umbral que deben cumplir los centros de cultivo en Chile.....	229
Tabla 45. Parámetros seleccionados para caracterizar el fiordo Reloncaví en cuanto a sus atributos, variables y parámetros.....	240
Tabla 46. Valores de parámetros utilizados en el modelo MOM para estimar la capacidad de carga en términos de biomasa máxima de salmones en cultivo que soporta el sistema.....	241
Tabla 47. Escenarios de capacidad de carga en el estuario Reloncaví.....	242
Tabla 48. Valores umbral para la concentración de oxígeno disuelto en el estuario Reloncaví.....	246

Anexos en CD

1. Carpeta “anexos data” incluye en formato PDF: data Report Hidrodinámica, data Report radares, data macrofauna fondos blandos, data biológica columna de agua en formato DBF.
2. Carpeta “anexos talleres” incluye: Las presentaciones realizadas en los talleres realizados en **octubre 2008** (Estado del Arte del conocimiento de ecosistemas de fiordos y canales de la zona austral de Chile y su interacción con la salmonicultura), **enero 2009** (Capacidad de carga para la acuicultura en el sur de Chile) y **octubre 2009** (Taller entrega de resultados proyecto FIP 2007-21)
3. Informe Final proyecto FIP 2007-21 en formato PDF.

RESUMEN EJECUTIVO

El presente Informe describe las actividades del proyecto 2007 – 21 “Evaluación de la capacidad de carga del estuario Reloncaví, X región” cuyo objetivo general fue “Evaluar la capacidad de carga ambiental respecto de las actividades pesqueras y de acuicultura actuales y potenciales a desarrollar en el estuario de Reloncaví”. Las actividades incluyeron, la caracterización hidrodinámica del fiordo mediante el uso de perfiladores acústicos-Doppler (ADCP) anclados a distintas profundidades a lo largo del fiordo, arrastres de ADCP y estaciones de CTD a lo largo y perpendicular al fiordo, además de la medición de corrientes superficiales mediante la instalación de radares HF en Punta Iglesia. Por otra parte, se realizó una caracterización biológica de la columna de agua que incluyó 4 campañas de muestreo, en las que se estableció una transecta con 6 estaciones de monitoreo a lo largo del fiordo donde se determinaron las condiciones biológicas y, tres estaciones dentro de la transecta en las que se evaluaron procesos biológicos. Además, se realizó una expedición para caracterizar la comunidad bentónica a lo largo del fiordo incluyendo el monitoreo en lugares cercanos a centros de cultivo. La información generada en base a la caracterización hidrográfica del fiordo, fue utilizada en el modelo MOM, que permitió determinar la capacidad de carga de cultivos de salmónidos y determinar las tasas de recambio en el fiordo. La información biológica de la columna de agua, fue utilizada en el modelo de balance trófico para la determinación de la capacidad de carga del cultivo de mitílidos.

Caracterización hidrodinámica del área de estudio

El estuario se caracterizó por presentar permanentemente una delgada y oxigenada capa de agua de baja salinidad que controla, en gran medida, la distribución vertical de la densidad y nutrientes. Esta capa presenta una profundidad máxima de menos de 8 m, en la cabeza del fiordo y de 5 m cerca de la boca. Bajo los 20 m la salinidad presentó valores cercanos a 32.2, aumentando hasta alcanzar valores superiores a 32.8 a profundidades mayores que 250 m. Los mayores gradientes de concentración de oxígeno disuelto se registraron a lo largo del fiordo, disminuyendo desde la boca ($\sim 4.5 \text{ mL L}^{-1}$) hacia la cabeza del fiordo, estando delimitados por accidentes topográficos que dan forma a cuatro sub-

cuencas dentro del fiordo. El fiordo presenta una circulación de boyantes (o circulación estuarina) que está compuesta por un flujo superficial hacia la boca del estuario, restringido a una delgada capa de 5 a 8 m, y un flujo opuesto inmediatamente por debajo de la capa superficial. Las corrientes promedio de la capa superficial fueron mayores en la boca ($>13 \text{ cm s}^{-1}$) disminuyendo gradualmente hacia la cabeza del fiordo ($<11 \text{ cm s}^{-1}$) estando principalmente controladas por el patrón de vientos y la descarga de ríos. Mientras que las corrientes sub-superficiales mostraron un mayor efecto relativo de la marea. Una característica importante que se observa en las distintas transectas longitudinales, es la intensificación de las corrientes en regiones donde la topografía de fondo varía abruptamente a lo largo del fiordo. Las corrientes residuales por su parte fueron espacialmente consistentes a lo largo del estuario, con una asimetría del flujo en la dirección transversal, con máximas velocidades al lado izquierdo del fiordo, lo que sugiere una importante influencia de la rotación terrestre en la dinámica submareal del fiordo. En cuanto a la mezcla vertical a través de la pycnoclina los resultados muestran que a pesar de la gran estratificación, los gradientes verticales de velocidad horizontal contribuyen a que la mezcla entre ambas capas sea significativa, favoreciendo así, los flujos verticales (diapícnos) de sal, nutrientes, oxígeno y otros constituyentes disueltos. Los resultados del modelo para el cálculo en el balance de agua y sal, determinaron un tiempo de renovación de las aguas para el estuario Reloncaví estimados a partir de la data colectada durante los cruceros CIMAR fiordo que varió entre 3 (noviembre 2005) y 50 días (noviembre 2008), mientras que para las campañas realizadas en este estudio el rango de renovación varió entre 14 y 30 días para noviembre 2008 y febrero 2009, respectivamente. Los tiempos de residencia a nivel de sub-cuenca que se determinaron durante las campañas de invierno y primavera indican tiempos de residencia de 84 días en invierno y 202 días en primavera para la sub-cuenca “Boca-Ralún”, 30 y 85 días para la sub-cuenca “Puelo-Cochamó” y entre 11 y 13 días para la sub-cuenca “Cochamó-Ralún”, para los períodos de invierno y primavera, respectivamente.

La información generada para la caracterización hidrodinámica del área de estudio estuvo a cargo de (Dr.) Oscar Pizarro y (Dr.) Dante Figueroa.

Caracterización biológica del área de estudio (columna de agua)

En general, los resultados de los cuatro muestreos señalan una marcada variabilidad estacional en las propiedades comunitarias de producción primaria y biomasa auto y heterotrófica. En época de invierno los valores de clorofila-*a* fueron de 13.3 mg Clo-*a* m⁻², mientras que en verano alcanzaron valores de 253.8 mg Clo-*a* m⁻², siendo la primera dominada por la fracción <2 μm, mientras que en época estival dominó el fitoplancton de gran tamaño >20 μm. El carbono orgánico particulado (COP) al igual que la biomasa bacteriana, nanoflagelados autótrofos, nanoflagelados heterótrofos y microzooplancton, la respiración comunitaria, producción bacteriana y producción primaria bruta registraron la misma estacionalidad que la Clo-*a* con mínimos en invierno-otoño y máximos en primavera y/o verano. La dinámica de macro nutrientes presentó un patrón inverso a la actividad comunitaria, lo que indica que la baja de nutrientes durante verano estaría dada por la síntesis de materia orgánica por parte de la comunidad autotrófica. El flujo de material particulado a 50 m, presentó una alta variación estacional tanto en composición como en magnitud. Durante otoño e invierno el material sedimentado fue de 2676.4 ± 436.2 mg m⁻² d⁻¹, presentando una fuerte carga de material litogénico (ML) en comparación a la materia orgánica particulada (MOP) con una razón de 4:1 (ML:MOP). En otoño el flujo fue mayor (6150.3 ± 38.1 mg m⁻²d⁻¹) con una razón ML:MOP de 2:1, siendo el flujo de carbono biogénico dominado por material fecal, que aportó en promedio más del 80% al flujo total de carbono durante todos los períodos. Bajas tasas de producción primaria bruta asociadas con un incremento de la contribución del fitoplancton de menor tamaño (<5 μm), confirman la importancia del picoplancton (<5 μm) y las bacterias en el flujo de carbón durante los meses menos productivos (invierno). Las bajas tasas de sedimentación de pellets fecales observadas durante este período, también sugieren que la mayoría del carbón producido localmente es reciclado dentro del anillo microbiano. En contraste, durante la estación productiva el área de estudio exhibe un gran potencial para exportar materia orgánica. En este período, la presencia de fitoplancton de gran tamaño (>20 μm), las altas tasas de sedimentación de pellets fecales y el incremento en la abundancia de microzooplancton puede indicar que una cadena alimenticia microbiana conectada a la clásica cadena herbívora puede prevalecer en el área de estudio, y que la transferencia de

carbono hacia niveles tróficos superiores es probablemente mediada por protistas heterótrofos y mesozooplankton.

La información generada para la caracterización biológica de la columna de agua en el área de estudio estuvo a cargo de los investigadores: (Dr.) Humberto González, (Dr.) Jose Luis Iriarte, (Dr.) Giovanni Daneri y (Ms.) Paulina Montero.

Caracterización biológica del área de estudio (sedimentos fondos blandos y duros)

Los sedimentos del estuario de Reloncaví se caracterizaron por presentar un alto contenido de fracciones finas, tales como limo ($\leq 63 \mu\text{m}$); valores que fluctuaron entre un 62.74 % en el sector de la desembocadura del río Puelo y un 25.78% en el sector de Sotomó. Existe un alto grado de enriquecimiento de materia orgánica en el sedimento a lo largo del fiordo, que varía entre un 10-12.5% para la desembocadura del estuario de Reloncaví y entre un 7.5-10% hacia el interior del estuario. La composición taxonómica de la macrofauna estuvo dominada por Annelida (Polychaeta 90.8%), Crustacea (Malacostraca y Ostracoda 4.41%), Mollusca (Bivalvia, Gastropoda y Scaphopoda 2.56%) y Nemertea (1.41%). Bajas biomásas fueron registradas en estaciones asociadas a la descarga del río Puelo y a estaciones ubicadas bajo balsas jaulas, lugar que se encuentran expuesto a una fuerte corriente. Sin embargo, no existen diferencias significativas en la composición de los ensambles faunísticos en relación a las estaciones asociadas a centros de cultivo o no. En general, se observa que las estaciones bentónicas del estuario de Reloncaví no presentan condiciones de perturbación o estrés ambiental, siendo la materia orgánica y el alto porcentaje de limo en los sedimentos del estuario, los que se encuentran normando las abundancias de las comunidades bentónicas del área. Los resultados de la distribución de organismos de fondos duros sugieren que la estructura comunitaria no presentaría un gradiente por salinidad en la capa superficial, pero sí probablemente, a lo largo de la extensión del estero desde la desembocadura del río Petrohué hasta el Seno Reloncaví.

La información generada para la caracterización de los sedimentos de fondos blandos y duros estuvo a cargo de (Dr.) Eduardo Quiroga y (Ms.) Raúl Ortiz, respectivamente.

Capacidad de carga del estuario Reloncaví.

En base a los resultados generados del modelo trófico de balance de masa, se observa que una parte importante de la transferencia de energía del sistema en su actualidad, está siendo canalizada por pequeños heterótrofos (flagelados y ciliados) principales consumidores de la producción primaria. Mientras, que la transferencia de energía hacia niveles tróficos superiores (peces) se estaría canalizando vía el mesozooplankton. El aumento de la biomasa de mitílidos sobre la capacidad de carga ecológica del sistema (>85570 ton), genera una marcada reducción de detritus que a su vez, está relacionada con la producción de gran cantidad de bio-depósitos (fecas y pseudofecas) y altas velocidades de sedimentación. Esta situación provoca que gran parte de la materia generada sea eficientemente exportada fuera del sistema, provocando un desbalance en la dinámica del ecosistema pelágico, que reduce la transferencia de energía y genera una disminución de la disponibilidad de seston para los mitílidos. Bajo este escenario la trama trófica se modificaría desde un sistema en el que se acopla la trama trófica clásica y una trama microbiana, a un sistema en el cual predomina la trama trófica microbiana.

Con respecto a las estimaciones de capacidad de carga para el cultivo de especies salmónidas se determinó que de los tres criterios de calidad de condiciones ambientales utilizados (concentración de amonio, de oxígeno en columna de agua y fondo), en tres de las cuatro sub-cuencas (Boca, Marimelli y Puelo), el suministro de oxígeno disuelto en el agua circundante a las balsas resultó ser el parámetro crítico para la capacidad de carga. En Cochamó, el parámetro ambiental crítico resultó ser la disponibilidad de oxígeno para el bentos. En las 4 sub-cuencas se observó que, cualquiera sea el nivel crítico establecido para la columna de agua, la densidad máxima permisible – y por lo tanto la capacidad de carga – aumenta a medida que las balsas jaula se orientan en forma perpendicular a la corriente predominante. Al multiplicar las estimaciones de densidad máxima obtenidas por especie y sub-cuenca, por el volumen de un centro promedio y por el número de centros operativos en 2008, se observa que para cumplir con el criterio ambiental establecido previamente (6 mg L^{-1} como concentración mínima de oxígeno en el agua), y considerando la orientación actual de los centros (paralela a la corriente predominante), la biomasa viva en el agua no debería sobrepasar las cerca de 7000 toneladas en la boca del estuario, 5000 toneladas en el sector de Marimelli y las 2000 toneladas en Puelo. En Cochamó, si los centros se orientan

en un ángulo de al menos 20° con respecto a la corriente principal, se podría mantener un total de 1500 toneladas de biomasa viva en el agua.

La modelación de la Capacidad de carga del área de estudio estuvo a cargo de (Dr.) Fabián Tapia, (Dr.) Per Hall, (Dr.) Ricardo Geisecke, (Dr.) Silvio Pantoja y Ricardo Norambuena.

Definiciones de capacidad de carga

Las definiciones antropológicas de la capacidad de carga de los ecosistemas son fundamentales a la hora de determinar los límites considerados ambientalmente aceptables, tanto para los usuarios directos como para la sociedad. Esto debido a que las capacidades de carga no se definen solamente en términos productivos, sino también en términos ecológicos y en forma creciente, en términos de capacidad de carga social. Debido a la importancia de estas definiciones, sobre todo por el continuo incremento en las presiones asociadas a conflictos entre grupos de usuarios del borde costero y, también, por la grave crisis sanitaria (asociada al virus ISA) por la que atraviesa la industria del salmón, (instalándose la percepción de que se estarían vulnerando seriamente las capacidades de carga de los ecosistemas debido a las actividades de la acuicultura), es que, en forma paralela a las mediciones en terreno, hemos desarrollado, en el transcurso de este proyecto, dos talleres cuyo objetivo principal, ha sido lograr una opinión experta, sobre la capacidad de carga de los ecosistemas de fiordos y canales de la zona sur austral de Chile. El primer taller se realizó en la ciudad de Coyhaique durante los días 2 y 3 de octubre de 2008 y tuvo como título: “Estado del Arte del conocimiento de ecosistemas de fiordos y canales de la zona austral de Chile y su interacción con la salmonicultura” (ver anexos) y el segundo, se realizó en la ciudad de Concepción el día 15 de enero de 2009 titulado: “Capacidad de carga para la acuicultura en el sur de Chile” (ver anexos). Adicionalmente a estas actividades y con fecha 31 de agosto de 2009, se realizó en la ciudad de Puerto Montt el taller de entrega de resultados a la comunidad (ver anexos).

Además como parte de una iniciativa de los investigadores del proyecto FIP 2007–21 y del programa de financiamiento BASAL (Aplicaciones de la oceanografía para el desarrollo económico sustentable de la zona sur–austral de Chile), se creó un sitio web con información oceanográfica que se puede visitar en la dirección www.reloncavi.udec.cl.

Por otra parte, con los resultados obtenidos durante este proyecto se escribieron tres manuscritos, de los cuales uno ya ha sido aceptado en la edición especial de la revista internacional *Continental Shelf Research* (Volumen 31, Issues 3-4, 2011):

“Seasonal variability of primary production in a fjord ecosystem of the Chilean Patagonia: implications for the transfer of carbon within pelagic food webs”. Montero, Daneri, González, Iriarte, Tapia, Lizárraga, Sanchez, Pizarro.

OBJETIVO GENERAL

Evaluar la capacidad de carga ambiental del estuario de Reloncaví respecto de las actividades pesqueras y acuícolas, actuales y potenciales a desarrollar.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Determinar la(s) variable(s) crítica(s) que permitan establecer la calidad del cuerpo de agua del estuario de Reloncaví respecto a su uso por diferentes actividades económicas y/o productivas.
2. Sobre la base de los resultados del objetivo anterior, cuantificar los procesos que aportan y remueven la(s) variable(s) crítica(s) tanto de origen natural como antropogénico, considerando su variabilidad anual.
3. Determinar las tasas de recambio mareal y residual de las aguas del Estuario de Reloncaví.
4. Determinar el balance de masa de la(s) variable(s) crítica(s) que define(n) la calidad ambiental del Estuario, en términos de flujos.
5. Determinar la relación cuantitativa (consumo/aporte) de la biomasa de los organismos en cultivo con el inventario del parámetro crítico de calidad ambiental.
6. Determinar la capacidad de carga del estuario de Reloncaví en función de la tasa de intercambio de agua, el balance ambiental de masa y la biomasa de organismo en cultivo.
7. Diseñar, formular y proponer un sistema de calificación de capacidad de carga para las actividades antrópicas que confluyen en el Estuario de Reloncaví.

ANTECEDENTES

El estuario de Reloncaví (ubicado entre las latitudes 41° 22' y 41° 45' S y las longitudes 72° 20' y 72° 39' W, Fig. 1) presenta una extensión de 17.134 Ha (1 Ha = 10.000 m²), de las cuales un 60% están definidas como aptas para la acuicultura. Sin embargo, sólo se ha otorgado en concesión el 2,1%, donde poco menos de la mitad corresponde actividades de cultivo de salmones y la otra mitad de mitílicos. Además, existen cerca de 1.200 Ha solicitadas como concesión de acuicultura, que podrían acrecentar su participación a un 10% del total disponible. Por su parte, las áreas de manejo representan un 2,5% de la superficie total disponible de las cuales 73 Ha están otorgadas y 355 Ha en trámite para la producción de mitílicos. Finalmente, la actividad de captación de semillas de chorito de bancos naturales representa el 16,6% de la superficie total con 258 Ha. Todas las actividades señaladas han presentado un expansivo crecimiento en el último quinquenio y su proyección no tiene por ahora límites técnicos cuantificables. Esta expansión de actividades no ha estado exenta de conflictos de intereses por el uso del borde costero entre los sectores artesanales y acuicultor, y por las complicaciones externas que generan fenómenos ambientales de afloramiento nocivo de algas, que por restricciones sanitarias, impiden la explotación de mitílicos en parte importante de su etapa de cosecha. Con todo, estos intereses y conflictos se están manejando adecuadamente a través de una mesa público-privada para enfrentar un acuerdo de ordenamiento, asignación y uso del borde costero de todos los interesados.

Sin embargo, no existe una estimación del impacto a lo largo del estuario, de las diferentes actividades productivas que vierten sus residuos al estuario, ni de las condiciones oceanográficas en que estos son recibidos y procesados por el medio, lo que se considera relevante para comprender las posibilidades y límites de recuperación de este importante medio ambiente en que se sustentan actividades claves para el desarrollo de comunidades locales.

En este contexto, es importante disponer, aplicar y ensayar un método para la estimación de la capacidad de carga del Estuario de Reloncaví que permita comprender los procesos, capacidades y limitaciones de renovación natural que este posee para absorber la carga ambiental, producto de las actuales y potenciales actividades pesqueras y de acuicultura.

1. Antecedentes oceanográficos de la región austral

Una característica de la Región es la favorable calidad de aguas y de las condiciones ambientales (temperatura, salinidad, áreas protegidas) que ciertamente han potenciado la actividad de Acuicultura en esta Región. La zona de fiordos de Chile austral es un sistema altamente heterogéneo y muy desmembrado, que consiste en diversas micro-cuencas (*sensu* Antezana 1999), que conforman una de las áreas estuarinas más grandes del mundo. Así por ejemplo, el Mar Interior de Chiloé se caracteriza por 1) altos aportes de agua dulce dados por una alta precipitación anual (2.5 m año⁻¹, Strub et al. 1998), escurrimiento continental y descarga de ríos (Guzmán & Silva 2002), y 2) altas amplitudes de mareas de carácter semidiurno (i.e., dos mareas altas y dos mareas bajas al día, con amplitudes de 1,5 a 8 m; Strub et al. 1998, Valle-Levinson et al. 2001). El alto aporte de agua dulce genera una capa superficial de baja salinidad (<10 a 30 psu) de 10-20 m de profundidad, que contrasta con la capa profunda de mayor densidad. Las diferencias verticales en salinidad y densidad producen una alta estratificación de la columna de agua (Silva et al. 1998, Bastén & Clement 1999, Landaeta & Castro 2006, Bustos et al. 2007).

Por otra parte, la variabilidad en la altura de las mareas genera corrientes mareales que aumentan en intensidad durante sicigia (durante luna llena o luna nueva), alcanzando valores entre 0.4 a 4.5 m s⁻¹ (Cáceres et al. 2003, 2006). En general, existen pocas y pocas series de tiempo de corrientes en la región para formular un esquema plausible de la circulación. Las mediciones realizadas con instrumentos anclados (series de tiempo) son representativas de puntos y/o canales específicos y no permiten hacer inferencias confiables para otras regiones. Basados en mediciones de corta duración usando correntómetros perfiladores acústicos-Doppler (ADCP) se ha observado en diferentes regiones de las aguas interiores de la X y XI región un patrón vertical de corrientes horizontales caracterizado por un flujo de dos a tres capas, con una capa superficial que sale del mar interior de 40-50 m de profundidad, un flujo medio de menor velocidad entre 50 y 150 m de profundidad que entra al mar interior, y finalmente una tercera capa que sale asociada al fondo (Cáceres et al. 2002).

2. El Fiordo Reloncaví

El estuario Reloncaví se originó durante la última glaciación, y corresponde geológicamente a un fiordo. En general, los fiordos son estuarios que se forman por erosión glaciaria y que son parcialmente llenados por agua de mar. Existen diferentes clasificaciones de fiordos dependiendo de sus propiedades morfológicas y características oceanográficas. Estas propiedades son relevantes para determinar la circulación y la mezcla al interior del fiordo y así la tasa de renovación de sus aguas. El fiordo Reloncaví tiene ~55 km de largo y < ~4 km en su porción más ancha. Cerca de su boca, el fiordo presenta profundidades ligeramente mayores que 450 m con tres bancos morrénicos y recibe la descarga del río Petrohué con una descarga promedio anual de 280 m³s⁻¹ (Araya et al. 2005, León 2005). En la zona media donde cambia de orientación, se hallan las menores profundidades (~100 m), delimitada en sus extremos por bancos morrénicos; ahí recibe la descarga del río Puelo (~650 m³s⁻¹ promedio anual). Entre la boca del fiordo y la isla Marimeli el fiordo presenta una cuenca de >400 m de profundidad. Esta cuenca está separada del Mar Interior por una morrena de ~150 m de profundidad. Las mareas al interior del fiordo varían entre 6 y 7 m durante sicigia y disminuye hasta ~1 m durante cuadratura (León 2005, Valle-Levinson et al. 2007).

El viento en el área muestra una estacionalidad bien definida. Los vientos norte dominan durante primavera y verano y tienden a ser más débiles que los vientos en invierno, que fluyen predominantemente desde el sur. Vientos norte esporádicos durante primavera verano pueden alcanzar los 10-15 m s⁻¹ (Cáceres et al. 2002).

Hidrográficamente, el fiordo Reloncaví presenta durante verano una capa superficial de 5-20 m de profundidad de mayor temperatura (>11°C), baja salinidad (<25) y alta concentración de oxígeno (>5 mL L⁻¹), y una capa profunda de menor temperatura (~11°C), alta salinidad (32-32,5) y menor concentración de oxígeno (3-5 mL L⁻¹) (Carrasco & Silva 2005, 2006). Durante invierno, las temperaturas en la capa superficial son menores a 8°C mientras que las temperaturas más profundas se mantienen con valores ligeramente mayores que 11 °C generándose una inversión térmica característica en los primeros metros de la columna de agua. Las corrientes mareales semidiurnas tienen bajas amplitudes (<10 cm s⁻¹); esto permite la persistencia de un frente superficial durante todo el ciclo mareal al sur del río Puelo, que se mueve horizontalmente hasta ~2 km con un periodo de 2,5 h. En el

fiordo Reloncaví, Valle-Levinson et al (2007) describieron un flujo de tres capas que consiste en una capa superficial de ~8 m de grosor, con una velocidad de 5 cm s⁻¹ hacia la boca del fiordo; una capa intermedia de ~70 m de grosor, con una velocidad en dirección opuesta de 3 cm s⁻¹ y una capa de fondo, bajo los 80 m de profundidad, de 3 cm s⁻¹ de flujo hacia fuera del fiordo. Observaciones recientes, realizadas entre junio de 2006 y febrero de 2007 con instrumentos anclados (Pizarro et al, 2007), confirmaron que bajo la capa de agua superficial relativamente dulce existe un flujo medio hacia el interior del fiordo con un máximo ubicado entre 15 y 25 m de profundidad.

La magnitud de la velocidad media, a esta profundidad, fue cercana a 3 cm/s en la boca del fiordo reduciéndose a ~1.5 cm/s en el centro del fiordo frente a la desembocadura del río Puelo. En la cercanías de Cochamó, donde el ancho del fiordo se reduce abruptamente, el perfil promedio de corriente presentó una estructura vertical similar, con una capa superficial con velocidades hacia la boca del fiordo (~5 cm/s a 5 m de profundidad) y una corriente promedio muy débil hacia la cabeza del fiordo con valores entre 1 y 2 cm/s. Durante sicigia Las corrientes de marea pueden alcanzar valores de 9 cm/s en la boca, incrementándose hacia el interior del fiordo, pudiendo superar los 17 cm/s cerca de Cochamó. Las series de tiempo de corriente muestran que la circulación media es relativamente débil y que las corrientes de marea no son muy energéticas al interior del fiordo Reloncaví, a pesar del enorme rango de los cambios del nivel del mar durante sicigia. En contraste, las corrientes mostraron importantes oscilaciones de baja frecuencia (periodos entre 2 y 15 días) con una compleja estructura vertical estas fluctuaciones pueden estar asociadas a cambios importantes en los vientos, en los caudales de los efluentes y a perturbaciones al exterior del fiordo. Estas fluctuaciones, pueden jugar un papel significativo en las propiedades hidrográficas y en la calidad del agua de una región particular del fiordo. Por otra parte, La mezcla turbulenta es un proceso clave en la dinámica de los fiordos, este está relacionado con el transporte vertical (y diapícnico) de sustancias disueltas (sal, nutrientes, oxígeno, etc.) y en suspensión, afectando, a su vez, la circulación media del fiordo. La cuantificación de los procesos relevantes que contribuyen a la mezcla diapícnica es un aspecto fundamental que debe ser abordado en el presente contexto. Finalmente, León (2005) establece que los fenómenos de disminución de oxígeno

disuelto y el alza en los valores de salinidad en los primeros 60 m de la columna de agua responden directamente a anomalías negativas del caudal del río Puelo.

Los sistemas estuarinos son ecosistemas complejos y frágiles que pueden ser fácilmente afectados por elementos contaminantes. Estos una vez afectados difícilmente pueden retornar a sus condiciones naturales en el corto plazo. De esta forma, dada la gran demanda actual y potencial asociada principalmente a las actividades de acuicultura en el estuario Reloncaví, se hace urgente desarrollar estudios que permitan elaborar modelos de sustentabilidad de esta importante actividad económica.

METODOLOGÍA DE TRABAJO

La zona de estudio corresponde a la zona del estuario de Reloncaví (Fig. 1). La información que se entrega corresponde a la caracterización oceanográfica y biológica del área de estudio; asociada tanto a los sedimentos como a la columna de agua. La data fue obtenida durante las campaña de muestreo realizadas en invierno (agosto 2008), primavera (octubre – noviembre 2008), verano (febrero 2009) y otoño (mayo – junio 2009) dentro de la zona de estudio.

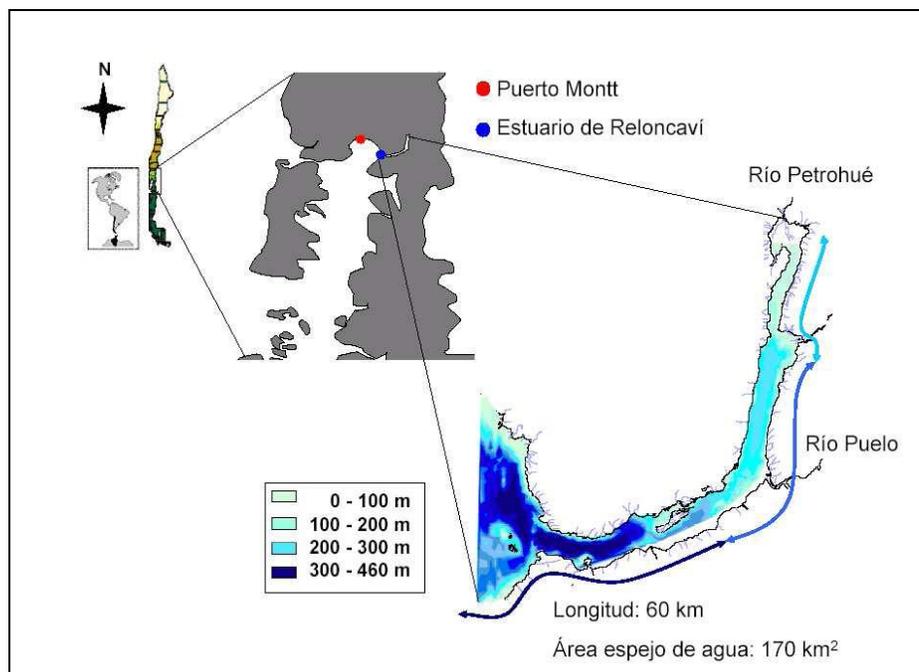


Figura 1. Área de estudio, estuario Reloncaví, X región.

1. Objetivo específico N°1

“Determinar las variables críticas que permitan establecer la calidad del cuerpo de agua del estuario Reloncaví, respecto a su uso por diferentes actividades económicas y/o productivas”.

1. Caracterización hidrodinámica (circulación e hidrografía) de la zona de estudio

En el periodo de estudio se realizaron dos campañas principales y dos campañas secundarias. En todas las campañas se incluyó un conjunto de estaciones de CTD-OF, mientras que en tres de estas se realizaron mediciones de corriente con ADCP montado al costado de la embarcación. Las campañas secundarias, realizadas en noviembre de 2008 y junio de 2009, incluyen mediciones similares, pero con menor extensión espacial y temporal. Las Campañas principales se realizaron en invierno (agosto de 2008) y verano (febrero de 2009). Además se anclaron 3 líneas con un total de 5 ADPS de distinta frecuencia, 6 líneas con 10 termistores cada una y 2 sensores para registrar las variaciones del nivel del mar. Junto a lo anterior, cerca de la desembocadura del río Puelo se instaló una estación meteorológica automática.

La figura 2 resume las principales mediciones realizadas durante las campañas de invierno y verano. Particularmente, la figura 2a muestra la posición de las estaciones de CTD-OF (círculos rojos) y las mediciones de corriente realizadas con ADCP-M a lo largo de diferentes trayectorias (indicada con línea punteada). Las figuras insertadas muestran el detalle de las secciones donde se hicieron mediciones repetidas por varias horas (entre ~12 y ~24 horas) para estudiar los efectos de la marea sobre las características hidrográficas y las corrientes (nuevamente las estaciones de CTD se indican con círculos rojos y las secciones de corriente con líneas punteadas). El detalle de las observaciones tanto de CTD como de ADCP-M es presentado en los Data Reports que se adjuntan al presente informe. En ellos se describe toda la información obtenida en las distintas campañas de mediciones. La campaña de primavera (noviembre de 2008) consideró una sección de CTD y ADCP-M a lo largo del fiordo similar a las campañas principales (Fig. 2a) y mediciones de CTD-OF en las posiciones de las cadenas de termistores (ver abajo, Fig. 2b).

La figura 2b, resume las mediciones realizadas con instrumentos anclados. Durante el estudio se anclaron 5 ADCPs de distintas frecuencias para cubrir adecuadamente las

distintas profundidades. En la boca, donde la profundidad supera los 450 m, la línea anclada incluyó un ADCP modelo Long ranger de 75 kHz ubicado cerca del fondo y un ADCP de 300 kHz cercano a la superficie. Mientras que la línea cercana a la zona de Puelo, donde la profundidad supera los 150 m, estaba equipada con un ADCP de 300 kHz a 34 m de profundidad mirando hacia abajo y un ADCP de 600 kHz a 28 m de profundidad mirando hacia arriba. La tercera línea, en las cercanías de Cochamó contenía un ADCP de 300 kHz mirando hacia arriba a una profundidad aproximada de 20 m. Cabe mencionar que la disposición de los distintos equipos en las líneas ancladas, fue diseñada para obtener mediciones de corrientes en la delgada capa superficial de agua dulce, que es de gran relevancia para la dinámica del fiordo. Mediciones previas realizadas en el contexto de la campaña CIMAR 12 el año 2006 incluyeron anclaje de ADCP en posiciones cercanas a las seleccionadas en esta oportunidad. Sin embargo, dadas las profundidades a las que se dejaron los ADCPs no se resolvió adecuadamente el flujo en la capa superficial.

Además de las mediciones anteriormente mencionadas, en este proyecto se anclaron dos mareógrafos (sensores de presión para detectar las fluctuaciones de la altura del mar) y seis cadenas de termistores (una de las cuales no fue recuperada). Cada una de estas últimas constaba de 12 termistores desplegados entre la superficie y 20 m de profundidad (el detalle de estos sensores, así como las características de las mediciones se presentan en la parte 3 del Data Report).

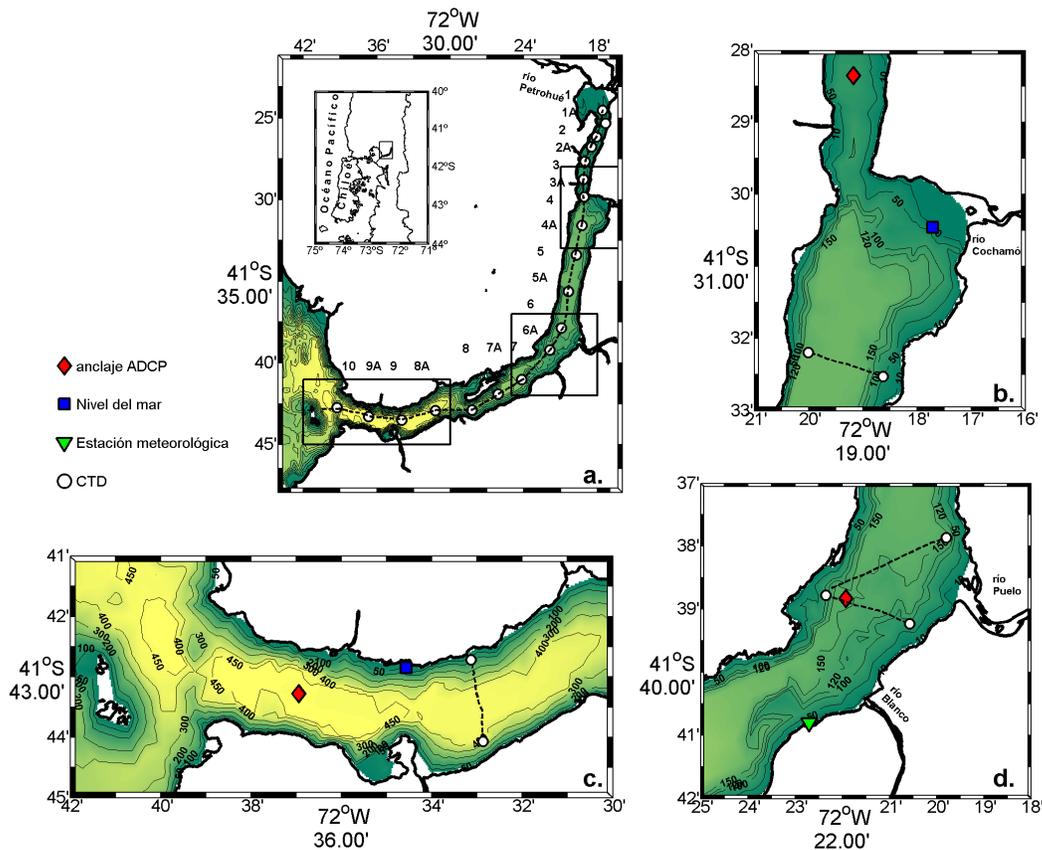


Figura 2. Posición de las estaciones de CTD-OF (círculos blancos), y transecta de ADCP-MCE (línea punteada) a lo largo del fiordo.

Las transectas fueron realizadas durante los cruces de agosto y noviembre de 2008, y febrero de 2009 (a). Instalación de anclaje de ADCP (rombo rojo) en las localidades de Cochamó (b), la Boca (c) y Puelo (d), durante agosto y noviembre 2008. Estaciones de nivel del mar (cuadrado azul) instaladas en las localidades de Cochamó (b) y la Boca (c). Estación meteorológica (triángulo invertido verde) en Punta Iglesia, localidad de Puelo (d). Las líneas punteadas junto con los círculos blancos, muestran las transectas de mediciones de corriente con ADCP-MCE y CTD-OF, respectivamente, realizadas en series de 12 a 24 hrs durante agosto de 2008 y febrero de 2009, en las cercanías de Cochamó (b), la Boca (b) y Puelo (d).

2. Caracterización biológica del área de estudio (columna de agua)

Dentro de la zona de estudio se estableció una transecta con 6 estaciones de monitoreo (Fig. 3, Tabla 1). En cada estación se colectaron muestras de agua para análisis de clorofila total, clorofila fraccionada, abundancia y composición de fitoplancton, Carbono Orgánico Particulado (COP), biomasa de bacterias y nanoflagelados, abundancia y composición de microzooplancton. Tres estaciones procesos dentro de la transecta (boca, centro y cabeza del fiordo, Fig. 2, Tabla 1) fueron seleccionadas para realizar experimentos de producción primaria fraccionada, producción primaria bruta, respiración comunitaria y producción secundaria bacteriana. En cada una de las estaciones procesos se realizaron perfiles de CTD-O y colecta de muestras para análisis de nutrientes. Las campañas de muestreo (2 – 3 días) fueron realizadas en invierno (agosto 2008), primavera (octubre – noviembre 2008), verano (febrero 2009) y otoño (mayo 2009).

Tabla 1. Estaciones de muestreo columna de agua

Nº	Estación (m)	Latitud	Longitud	Tipo de muestreo
1	1cc, P1	41° 42'31.4'' S	72° 38'38'' W	Perfil – Proceso
2	2cc	41° 43'0.68'' S	72° 31'23.1'' W	Perfil
3	3cc, P2	41° 39'0.49'' S	72° 21'54.2'' W	Perfil – Proceso
4	4cc	41° 34'0.45'' S	72° 20'3.92'' W	Perfil
5	5cc, P3	41° 29'51.8'' S	72° 17'51.4'' W	Perfil – Proceso
6	6cc	41° 26'45.5'' S	72° 18'11.6'' W	Perfil

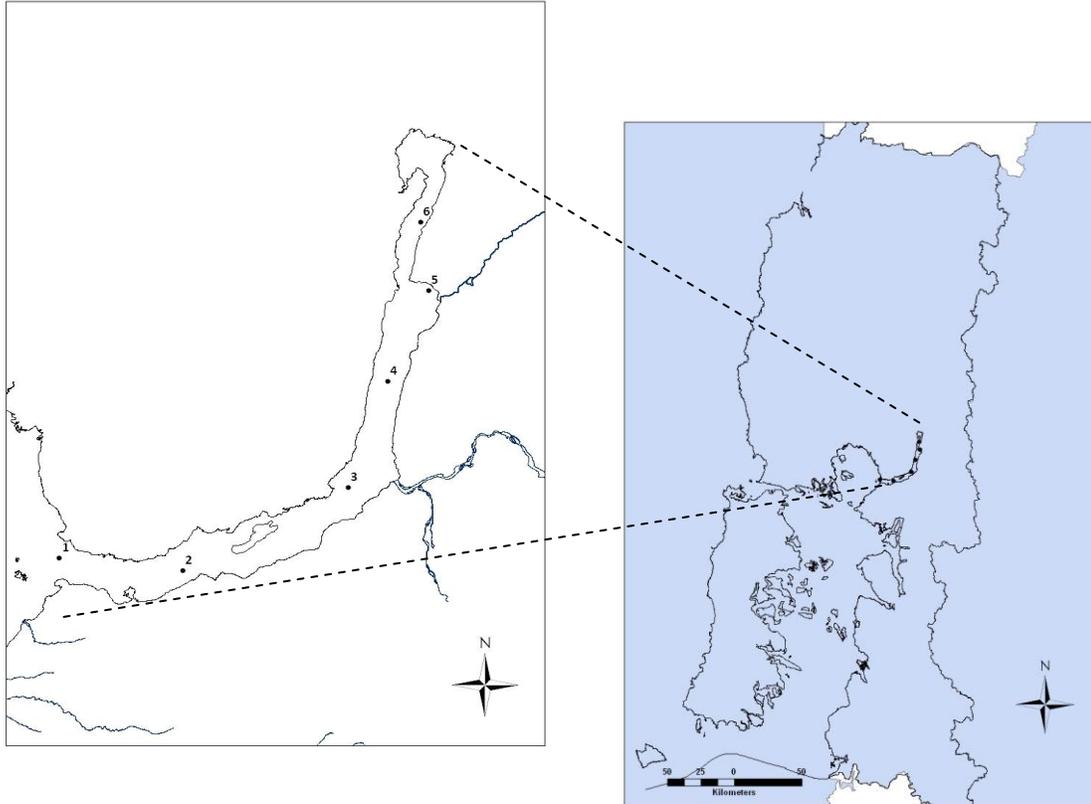


Figura 3. Posición geográfica de las estaciones de muestreo en columna de agua, del área de estudio.

Clorofila total y fraccionada (Clo-a)

Para la estimación de Clo-a (total y fraccionada) se filtraron en triplicado, 100 mL de agua de mar por filtros MFS de 0.7 μm de tamaño de poro y 25 mm de diámetro. Los filtros fueron conservados individualmente en sobres de papel aluminio y congelados a -20°C para su posterior análisis en laboratorio. Para el análisis, se realizó la extracción en acetona (90% v/v) y la lectura fue desarrollada mediante fluorimetría (fluorómetro Turner Design TD-700), según Parsons et al. (1984).

1) para la fracción del nanoplancton (2 – 20 μm), el agua de mar (100 mL) se pre filtró utilizando mallas de 20 μm Nitex y luego fue colectada en un filtro Nuclepore de 2.0 μm

2) para la fracción del picoplancton (0.7 – 2µm), el agua de mar (100 mL) se pre filtró utilizando un Nuclepore de 2.0 µm y se colectó en un filtro de fibra de vidrio MFS de 0.7 µm;

3) para la comunidad fitoplanctónica total, 100 mL de agua de mar fueron filtrados a través de filtros de fibra de vidrio MFS de 0.7 µm.

La fracción del micro-fitoplancton (> 20 µm) se obtuvo restando la concentración de la clorofila estimada en los pasos 1 y 2 con la concentración obtenida en el paso 3.

Abundancia y composición de fitoplancton

Para realizar el recuento de fitoplancton, los conteos de células fueron estimados a partir de sub-muestras colectadas de 300 mL, que fueron fijadas con una solución de Lugol al 1%. De cada sub-muestra, se obtuvo alícuotas de 50 mL que se dejaron decantar por 30 hrs en una cámara de sedimentación. Posteriormente las muestras sedimentadas fueron analizadas utilizando un microscopio invertido Wild M40 (Utermöhl 1958).

Carbono Orgánico Particulado (COP)

Para la obtención de muestras de COP se filtró agua de mar (300 – 500 mL) por filtros pre-combustionados (450°C por 5 hrs); que fueron conservados individualmente en sobres de papel aluminio y congelados a -20°C, para su posterior análisis. En el laboratorio, los filtros fueron tratados con ácido clorhídrico (HCL) (2N) y secados en horno (60°C) para su posterior análisis. El análisis elemental de Carbono y Nitrógeno fue realizado utilizando un CHN (Europa Hydra 20-20) del Laboratorio UC Davis Stable Isotope Facility, CA, EEUU.

Biomasa de bacterias y nanoflagelados

Las muestras para conteo de bacterias y nanoflagelados se obtuvieron a partir de muestras de agua de mar, colectadas en tubos de centrifuga de 50 mL y preservadas con glutaraldehído (2% v/v). Las muestras fueron almacenadas en oscuridad a 4°C hasta el análisis por microscopía de epifluorescencia. La abundancia de bacterias se obtuvo filtrando 2 a 3 mL de muestra, en filtros de membrana de policarbonato (0.2 µm) teñidos con fluorocromo DAPI (0.01% p/v) (Porter & Feig 1980). Para nanoflagelados se filtró un volumen de agua de mar de 20 a 30 mL en filtros de membrana de policarbonato (0.8 µm) teñidos con Proflavina (0.033 % p/v) (Haas 1982). La biomasa tanto de bacterias como de nanoflagelados se obtuvo por literatura, a partir de factores de conversión de carbono

(bacterias: 20 fgC cell⁻¹ de Lee & Fuhrman (1987), nanoflagelados: 6500 fgC cel⁻¹ Børsheim & Bratbak (1987)).

Abundancia de microzooplancton

Las muestras para conteo e identificación de microzooplancton se obtuvieron tamizando 7 – 18 L de agua de mar a través de un tamiz de 20 µm, llevando el concentrado a un volumen final de ~100 mL en frascos plásticos de 125 mL. Todas las muestras obtenidas fueron fijadas con Lugol ácido (1%). En laboratorio las muestras fueron analizadas a través de microscopía invertida (microscopio invertido Zeiss Axiovert, contraste de fases) y leídas con objetivos de 20 y 40X, según Utermöhl (1958). La cuantificación de organismos se obtuvo en cel L⁻¹ y para estimar el contenido de carbono (biomasa), se utilizó el biovolumen estimado según Sun & Liu (2003), que posteriormente fue transformado a carbono de acuerdo a factores de conversión de literatura (pgC=(µm³)*0.053+444.5 (Verity & Langdon 1984), pgC=(µm³)*0.13 (Edler 1979), ngC=1,51*10⁻⁵ LC^{2.94} (Uye et al. 1996) para tintínidos, dinoflagelados y nauplii, respectivamente).

Flujo de material particulado

Para caracterizar y cuantificar el flujo de material particulado hacia el fondo del fiordo, se instaló un anclaje con una trampa de sedimento cuádruple con área de colecta de 50.3 cm² a una profundidad de 50 m, por un período de tiempo de 2-3 días durante cada temporada. Diversos modelos de trampa fueron utilizados con el objeto de probar el efecto del área sobre la eficiencia de colecta de material particulado. Las áreas de colecta utilizadas variaron entre 50 y 200 cm², siendo la trampa cuádruple con 50.3 cm² la más eficiente. Al final de cada período, las muestras colectadas fueron preservadas con Lugol ácido (1%), obteniendo previamente alícuotas para los análisis de COP, Clo-a y nutrientes. La muestra restante fue almacenada para el posterior análisis en laboratorio. Mediante el análisis de microscopía se caracterizó y cuantificó el flujo de los principales grupos contribuyentes al flujo de material biogénico (diatomeas, microzooplancton y pellets fecales), estimado como mgC m⁻² d⁻¹. El flujo vertical de organismos se obtuvo en cel m⁻² d⁻¹ y para estimar el contenido de carbono (biomasa), se utilizó el biovolumen estimado según Sun & Liu (2003); que posteriormente fue transformado a carbono de acuerdo a factores de conversión de literatura: pgC = (µm³)*0.11 (Edler 1979), 1 mm⁻³ de pellet fecal = 0.07617 mgC (González et al., 2000) para diatomeas y pellet fecales, respectivamente.

Para microzooplancton se usaron los factores reportados bajo el título “abundancia de microzooplancton”. Para el análisis gravimétrico se subdividió la muestra en partes iguales. Para obtener el peso seco total (seston), la muestra fue filtrada a través de filtros pre-combustionados y pre-pesados (± 0.00001 g). Para obtener la fracción litogénica (inorgánica), la muestra fue combustionada (5 hrs. en mufla a 550 °C). Posteriormente por sustracción, se obtuvo la cantidad de materia orgánica.

Producción Primaria Fraccionada (PP)

Para estimar la PP, se tomaron muestras de agua utilizando botellas Go-Flo de PVC de 5-L, en cuatro profundidades (superficie, 5, 10 y 20 m). Las profundidades de muestreo se seleccionaron para caracterizar la variabilidad del fitoplancton en la zona eufótica. La metodología fue la propuesta por Steemann-Nielsen (1952). Las muestras de agua utilizadas para determinar PP fueron incubadas en botellas de policarbonato (se realizaron replicas para cada una de las profundidades y adicionalmente tres botellas oscuras por experimento), e incubadas a luz natural durante 4 hrs con agua circulante para mantener la temperatura del agua constante. La temperatura de incubación, estuvo determinada por la temperatura superficial de terreno. A cada una de las botellas se le agregó bicarbonato de sodio ($40 \mu\text{Ci} - \text{NaH}_2\text{CO}_3$). Una vez finalizada la incubación, las muestras fueron tratadas bajo condiciones mínimas de luz. El fraccionamiento del fitoplancton por tamaño se llevó a cabo después de la incubación en tres pasos secuenciales:

- 1) para la fracción del nanoplancton (2.0 - 20 μm), el agua de mar (125 mL) se pre filtró utilizando mallas de 20 μm Nitex y colectándola en un filtro Nuclepore de 2.0 μm
- 2) para la fracción del picoplancton (0.7 - 2.0 μm), el agua de mar (125 mL) se pre filtró utilizando un Nuclepore de 2.0 μm y se colectó en un filtro de fibra de vidrio MFS de 0.7 μm ;
- 3) para la comunidad fitoplanctónica total, 125 mL de agua de mar se filtraron a través de filtros de fibra de vidrio MFS de 0.7 μm . La fracción del micro-fitoplancton ($> 20 \mu\text{m}$) se obtuvo por sustracción de la producción estimada en los pasos 1 y 2 con la producción estimada en el paso 3.

Los filtros fueron almacenados en viales plásticos de 20 mL, los cuales fueron mantenidos a -20°C hasta su posterior lectura. Para eliminar el exceso de carbono inorgánico, los filtros fueron tratados con HCL durante 24 hrs, posterior a ello se agregó a

los viales 8 mL de coctel de centelleo (Ecolite) y se determinó la radiactividad en un contador de centelleo (Beckmann). Las tasas de producción integradas por hora fueron multiplicadas por las horas de luz (8 hrs en invierno y 10 hrs en primavera) correspondientes al estuario Reloncaví.

Producción Primaria Bruta (GPP) y Respiración Comunitaria (RC)

Las tasas de GPP y RC fueron estimadas a partir de los cambios en la concentración del oxígeno disuelto, observados después de las incubaciones de las botellas claras y oscuras (Strickland 1960). Para determinar la concentración de oxígeno disuelto, éste fue fijado químicamente adicionando a cada botella de muestra, 1 ml de solución de Cloruro de Manganeso ($MnCl_2$) seguido por 1 ml de solución yodada alcalina, compuesta por Yoduro de Sodio (NaI) e Hidróxido de Sodio (NaOH). Justo antes del análisis, las botellas fueron acidificadas adicionando 1 ml de Ácido Sulfúrico (H_2SO_4). Finalmente, la concentración de oxígeno disuelto en las muestras fue determinada utilizando el método de titulación de Winkler (Williams & Jenkinson 1982; Knap *et al.* 1993). El procedimiento consistió en la titulación completa de la botella de muestra, dispensando tiosulfato a través de una bureta automática (Dosimat 665 Metrohom). Una vez obtenido el volumen de titulación de cada muestra, la concentración de oxígeno se calculó utilizando la ecuación:

$$O_2 (ml \cdot L^{-1}) = \frac{(V_x - V_{bl}) \times N_T \times 5598}{V_{std} - V_{bl}} - 1000 \times DO_{rea}$$

donde, V_x : Volumen de titulación de la muestra (mL); V_{bl} : Volumen de titulación solución blanco (mL), V_{std} : Volumen de titulación solución estándar (mL), N_T : Normalidad del tiosulfato, DO_{rea} : Cantidad absoluta de oxígeno adicionado con los reactivos (0.0017 mL), V_{rea} : Volumen de muestra desplazado por los reactivos (2 mL).

La GPP fue calculada como la diferencia de la concentración de oxígeno disuelto obtenida entre las botellas claras y oscuras. La RC fue calculada considerando la diferencia de la concentración de oxígeno entre las botellas cero y las oscuras. Las botellas cero se utilizaron para registrar la concentración del oxígeno disuelto presente al inicio de cada experimento. Los valores de GPP fueron convertidos desde oxígeno a unidades de carbón usando un PQ conservativo de 1.25. Los valores de RC fueron convertidos desde oxígeno a

unidades de carbón usando un RQ de 1. Debido a que las muestras de agua de mar contienen organismos heterótrofos y autótrofos, la respiración en la oscuridad se consideró como Respiración Comunitaria (RC) y la GPP como producción comunitaria (Daneri 1992). Las muestras de agua para los experimentos fueron colectadas desde las profundidades estándares de muestreo (superficie, 5, 10 y 20 m).

Producción Secundaria Bacteriana (PSB)

La Producción Secundaria bacteriana (PSB) fue medida a través de la incorporación de [metil-3H]-timidina (22 Ci mmol^{-1} , 20 nM concentración final saturada) dentro del DNA (Fuhrman & Azam, 1982; modified by Wicks & Robarts, 1987) y de L-[14C(U)]-leucina ($300 \text{ mCi mmol}^{-1}$, 50 nM concentración final saturada) dentro de las proteínas (Simon & Azam, 1989). En ambos métodos y por cada profundidad de muestreo (profundidades estándares), se utilizaron 10 mL de muestra en triplicado más un blanco. Todos los blancos fueron fijados con 0.2 μL de formalina neutralizada filtrada por 0.22 μm (2% concentración final), al inicio del experimento. Después de 1 hora de incubación, se agregó a cada muestra ácido Tricloroacético analítico al 50% w/v, realizando una extracción en frío de 10 minutos. Para el método con timidina, las muestras filtradas fueron tratadas con 5 mL de solución compuesta por fenol-cloroformo (50% w/v) (Wicks & Robarts 1987), y finalmente con 5 mL de etanol analítico frío (80% w/v). A las muestras utilizadas en el método de leucina, sólo se les adicionó ácido Tricloroacético analítico al 50% w/v. Finalizados ambos procedimientos las muestras fueron filtradas sobre filtros de 0.22 μm . Los filtros secos fueron transferidos a viales de centelleo de borosilicato, donde se mantuvieron refrigerados hasta antes del análisis radioisotópico. En el laboratorio, los viales fueron tratados con etil acetato analítico y 10 mL de cóctel de centelleo líquido Ecolite (+) (ICN). Todas las muestras fueron medidas en DPM (desintegraciones por minuto), usando un contador de centelleo líquido Packard (Mod. 1600 TR).

Para el cálculo de la tasa de incorporación de timidina se utilizó la fórmula:

$$([\text{metil-3H}]\text{-timidina}) \text{ pmoles } l^{-1} h^{-1} = (DPM/2.2 * 10^{12}) * (1000/V) * (1/AE) * (1/t)$$

donde, DPM: Desintegraciones por minuto, V: Volumen de extracción (10 mL), AE: Actividad específica de la timidina agregada y t: Tiempo de incubación. La incorporación

de timidina fue transformada en producción de células, utilizando una constante de $2 * 10^{18}$ células por mol de timidina incorporado (Fuhrman & Azam, 1982).

Para el cálculo de la tasa de incorporación de leucina se utilizó la fórmula:

$$L-[14C(U)]-leucina \text{ (moles } l^{-1} h^{-1}) = (DPM/2.2*10^{12})*(1/AE)*(1000/V)*(1/t)$$

La transformación de la tasa de incorporación de leucina dentro del carbón bacterial siguió el fundamento de análisis de Simon & Azam (1989), multiplicando por el peso molecular de la leucina (131.2), la fracción de leucina en las proteínas (0.073%) y la razón celular C/proteínas de 0.86. Como la PSB representa la producción bacteriana neta, se estimó la producción bacteriana bruta (demanda de carbón total por la bacteria) dividiendo la PSB por un factor conservativo de eficiencia de crecimiento bacterial (BGE) calculado según Rivking and Legendre (2001).

Concentración de nutrientes

Muestras discretas para análisis de nutrientes en cada una de las estaciones de muestreo, fueron colectadas utilizando una botella Niskin (30 L) desde cada una de las profundidades estándares de muestreo (superficie, 5, 10 y 20 m). Las muestras para análisis de nutrientes (nitrato, fosfato, silicato) fueron filtradas a través de filtros GF/F y congeladas a $-20^{\circ} C$ hasta su posterior análisis espectrofotométrico en el laboratorio. Nitrato, Fosfato y Silicato fueron determinados según Strickland and Parsons (1968), mientras que el Amonio fue determinado siguiendo a Solórzano (1969).

3. Caracterización biológica del área de estudio (sedimentos fondos blandos)

Dentro de la zona de estudio se consideró un total de 9 estaciones bentónicas (Fig. 4), desde dónde se obtuvieron muestras de sedimento en duplicado. Las estaciones fueron desplegadas en un rango de profundidad que varió entre los 65 y 210 metros (Tabla 2). Por otra parte, se realizó un muestreo específico en la estación 4 (A, B, C, D) a distancias discretas de un centro de cultivo de salmones, siguiendo la línea de la corriente superficial del lugar (Fig. 4).

Tabla 2. Posición y profundidad de las estaciones de muestreo en sedimentos

Estación	Profundidad (m)	Latitud	Longitud	Localidad
2	210	41° 44,3235 S	72° 35,167 W	Bahía Martin
3	118	41° 41,677 S	72° 28,287 W	Farellones Marimelli
4A	133	41° 38,680 S	72° 22,382 W	Sotomó
4B	65	41° 38,653 S	72° 22,499 W	Sotomó
4C	119	41° 38,494 S	72° 22,295 W	Sotomó
4D	91	41° 38,495 S	72° 22,406 W	Sotomó
5	152	41° 38,450 S	72° 20,153 W	Desembocadura Río Puelo
6	141	41° 34,919 S	72° 21,026 W	Factoria
7	117	41° 30,823 S	72° 18,218 W	Cochamó

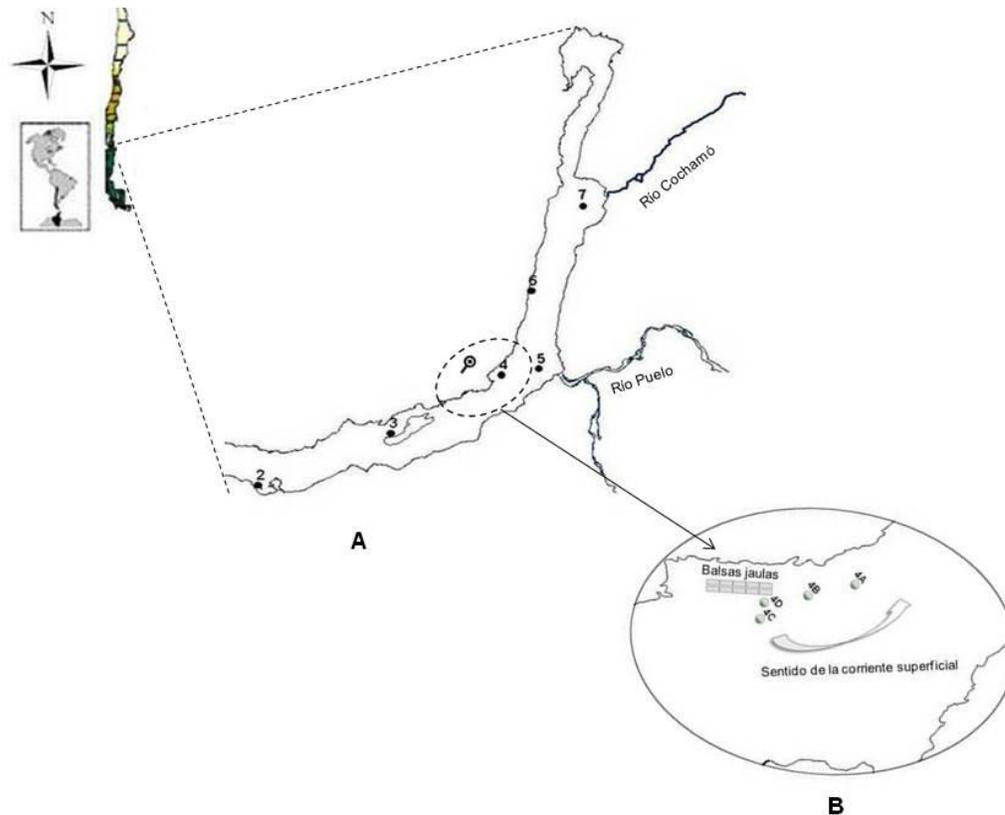


Figura 4. A) Posición geográfica de las estaciones de muestreo en sedimentos fondos blandos, del área de estudio. B) Muestreo específico en la estación 4 asociada a un centro de cultivo en el sector de Sotomó.

En cada estación se obtuvieron muestras de sedimento, utilizando una draga tipo Van Veen de 0.1m^2 de mascada. Cada muestra o contenido de draga fue destinada a la obtención del material biológico mayor a 0.5 mm . Las muestras biológicas previamente fijadas en una solución de bórax y formalina fueron lavadas, separadas (“sorting”) bajo lupa estereomicroscopio e identificadas al nivel taxonómico más bajo posible. Una vez identificadas se procedió a pesar por separado cada taxa (peso húmedo) en una balanza analítica (0.0001 g de precisión). Se calculó la abundancia y biomasa por unidad de superficie. Los datos fueron posteriormente graficados, con el propósito de evidenciar

diferencias entre estaciones asociadas a centros de cultivo y estaciones no asociadas a centros de cultivo.

Con el fin de realizar análisis estadísticos comunitarios y ecológicos pertinentes, se consideraron dos réplicas para el análisis de macrofauna a fin de obtener una mayor representación estadística. Las muestras de sedimento destinadas a análisis de materia orgánica, carbono, nitrógeno y granulometría se obtuvieron con un gravity corer (Rumohr) de 100 mm ID. La campaña de muestreo fue realizada durante el mes de mayo de 2009.

Análisis textural del sedimento (granulometría)

Los tipos sedimentarios fueron clasificados de acuerdo a la escala de Wentworth (1922) y expresados en porcentajes (%) de la fracción sedimentaria contenida para cada una de las estaciones de muestreo (Folk 1974). Este análisis se realizó en base a una muestra por estación.

Contenido de materia orgánica total (MOT)

El contenido de materia orgánica total fue determinado gravimétricamente por la técnica de pérdida de peso por ignición (Mook & Hoskin, 1982), calcinando la muestra en una mufla a temperatura constante de $450 \pm 500^{\circ}\text{C}$ durante cuatro horas. Este análisis se hizo en triplicado y posteriormente se obtuvo un promedio de ellas.

Carbono orgánico total (COT) y nitrógeno orgánico total (NT)

Fue determinado mediante combustión a 950°C en un equipo analizador elemental carbono–nitrógeno CHN Leco modelo Truspec. Para el análisis de carbono orgánico (CO) primero se eliminaron los carbonatos mediante acidificación de las muestras con HCl 3:1, el carbono orgánico remanente fue determinado en el analizador elemental CHN y el carbono inorgánico se determinó por diferencia entre el carbono total y carbono orgánico (Silva & Prego 2002). Para la calibración de los análisis de carbono y nitrógeno se utilizaron estándares de sedimento certificados de acuerdo a las normas del National Institute of Standards and Technology (NIST). Los análisis de carbono y nitrógeno fueron realizados en duplicado y los resultados se expresaron en mg. Para el cálculo de relaciones estequiométricas de carbono y nitrógeno se utilizaron las unidades de mg – at C/g sedimento seco y mg N/g sedimento seco.

Análisis de la información biológica

Para la caracterización de la estructura comunitaria se utilizaron los siguientes métodos univariados:

- (1) Diversidad específica usando el índice de información de Shannon-Wiener (H') (Pielou, 1966):

$$H' = -\sum (p_i \ln p_i)$$

donde p_i = Es la proporción de individuos en el número total (N), y N = Número total de individuos de la muestra.

- (2) Uniformidad ("evenness") (Pielou, 1966):

$$J' = H' / \ln S, \quad \text{donde } S = \text{Número de especies};$$

- (3) Índice de Dominancia de Simpson (D) (Legendre & Legendre, 1979):

$$D = 1 / (\sum (p_i^2))$$

- (4) Número esperado de especies o "rarefaction" (Sanders, 1968):

$$E(S_n) = \sum \left[\frac{(N - n_i)}{N} \cdot \frac{1 - m}{(m)} \right]$$

- (5) Riqueza específica de Margalef (d) (Margalef, 1995):

$$d = (S - 1) / \ln N$$

donde S = número de especies

N = número total de individuos

Análisis de clasificación numérica

La clasificación y ordenación comunitaria siguió lo propuesto por Field et al. (1982) y Gray et al. (1988). El análisis de clasificación numérica se realizó en el programa PRIMER vers5 (Clarke & Gorley, 2001), utilizando los datos crudos de abundancias de individuos de cada taxa por estación. En el análisis se utilizó como coeficiente de distancia el índice de similitud de Bray Curtis (Ludwing & Reynolds, 1988), medida ampliamente recomendada y utilizada en ecología bentónica (Gray, 1981) usando la estrategia de agrupamiento aglomerativa jerárquica UPGMA. En este método, la distancia entre dos agrupaciones es calculada como la distancia promedio entre todos los pares de objetos en las dos diferentes agrupaciones (Sneath & Sokal, 1973).

Análisis de ordenación comunitaria

Se realizó a través de un análisis de escalamiento no métrico multidimensional (NMDS). La información, previa a su procesamiento, fue transformada a la forma $Y = \sqrt{\sqrt{X}}$, aplicándose la rutina para el análisis de similitud, generada con el coeficiente de Bray Curtis. Para establecer diferencias significativas entre agrupaciones se utilizó el Análisis de Similitudes (ANOSIM) (Clarke & Warwick, 1994) del paquete estadístico PRIMER vers6.

Para evaluar la conformación de grupos ecológicos se estimó los Porcentajes de Similitud (SIMPER, "Similarity Percentages") (Clarke, 1993) codificados en el paquete ecológico estadístico PRIMER vers 6.

Curvas ABC

Para describir el grado de perturbación de las estaciones estudiadas, se construyeron curvas conjuntas de abundancia y biomasa ABC ("Abundance Biomass Comparisons") sugeridas por Warwick (1986). Las curvas se realizaron con el programa PRIMER vers 6.

Análisis de la información ambiental y biológica

En una primera etapa, se realizó un análisis de componentes principales (PCA) ejecutado en el programa PRIMER vers 6. Este análisis se realizó para determinar las variables ambientales críticas en el área de estudio (Jongman et al. 1995). Posteriormente se agregan a este análisis las variables biológicas con el propósito de establecer posibles relaciones entre ambos set de variables.

4. Caracterización biológica del área de estudio (sedimentos fondos duros)

Se determinaron 12 estaciones de muestreo (Fig. 5), seis en cada rivera. El trabajo de buceo se realizó apoyado por un bote de goma con motor fuera de borda, con un equipo de tres buzos y dos tripulantes. La metodología de muestreo utilizada consistió en posicionar y georeferenciar transectas (1 a 3) por área, perpendicular a la costa y tomar los datos al interior de un cuadrante de 0.25 m² en profundidades de 5, 10, 15 y 20 m. Para esta operación se trabajó con tres buzos, uno realizaba el muestreo con cuadrante, el otro recolectaba las muestras y un tercero realiza la filmación subacuática.

Se realizaron muestreos biológicos no destructivos a la macrofauna, en cada cuadrante se registraron las especies presentes y el N° de individuos de cada una, se colectaron muestras para reconocimiento y registro fotográfico, se contabilizaron y reconocieron las macroalgas presentes en los cuadrantes, se identificó visualmente el sustrato y se realizó una filmación subacuática cubriendo la zona de la transecta. El límite de profundidad del estudio fue de 20 m. La identificación del material biológico se realizó en el área de muestreo llegando al nivel taxonómico más bajo posible, es decir, género y especie. Aquellas especies o individuos que resultaron poco claros para su identificación se colectaron, fotografiaron y filmaron para ser identificados con precisión posteriormente.

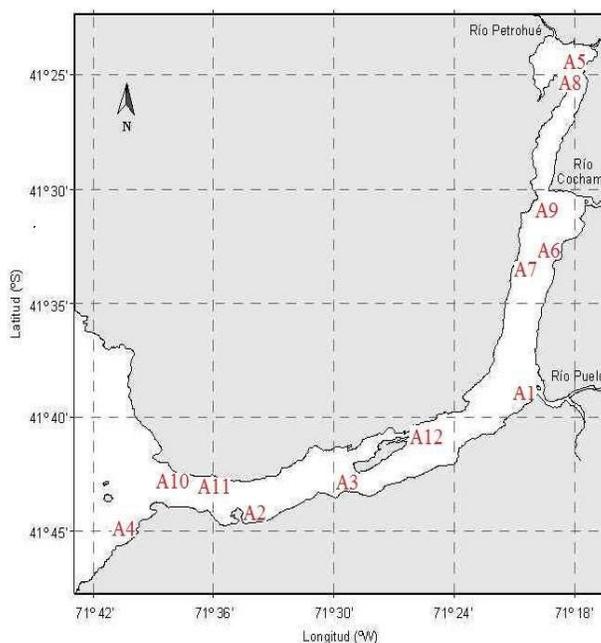


Figura 5. Posición geográfica de las estaciones de muestreo de fondos duros en el fiordo Reloncaví (carta SHOA N° 7330).

Para el análisis de los datos de la macro flora y fauna, se determinaron los Phyllum dominantes de fauna en el área de estudio y las especies de flora y fauna dominantes, cuantitativamente, por área de muestreo y en toda el área de estudio. Se determinó la riqueza de especies total de flora y fauna en la zona de estudio y por cada área de muestreo. Se realizaron observaciones cualitativas sobre los tipos de sustrato presentes en las áreas de muestreo de la zona de estudio.

Para el procesamiento y análisis de la información respecto de la estructura comunitaria, se utilizaron los siguientes indicadores ecológicos:

a) Índice de diversidad de Shannon-Wiener (H'): mide la diversidad de especies, permite comparar entre sitios con diferentes comunidades. Se define como la variación en la estructura de la comunidad, según el N° de especies que compone la abundancia relativa de cada una de ellas.

$$H' = -\sum p_i \ln p_i$$

donde;

H' = Índice de diversidad Shannon-Wiener

P_i = Proporción de la especie (n_j) en la muestra total (N) y $P_i = n_j/N$

N = Número total de individuos

b) Índice de Equidad o Uniformidad J' (Pielou 1966): La uniformidad varía entre 0 y 1 y expresa la proporción de la diversidad existente respecto al valor máximo de diversidad que podría alcanzar ese mismo conjunto de especies suponiendo que todas las especies son igualmente frecuentes.

$$J' = \frac{H'}{\ln S}$$

donde;

J' = Índice de Uniformidad

H' = Índice de diversidad Shannon-Wiener

S = Número de especies

c) Curvas de k-dominancia. Son curvas de distribución de las abundancias por especies Lamshead et al. (1983), sugieren la conveniencia del uso combinado de la familia completa de índices de dominancia, es decir, la k-dominancia. Esto es posible mediante la

graficación de la k-dominancia, porcentaje acumulativo de la abundancia versus el ranking de especies

d) Técnicas multivariadas

Mediante el programa PRIMER 5 para Windows, versión 5.2.9 se realizaron análisis de conglomerados (clasificación) basado en presencia-ausencia y de escalamiento multidimensional no-métrico (ordenación) basado en las abundancias transformadas a la forma $\log(x + 1)$. El análisis de conglomerados se llevó a cabo de acuerdo al algoritmo de grupo promedio y la medida de similitud de Bray-Curtis.

$$D_{jk} = \frac{\sum_{i=1}^S [X_{ij} - X_{ik}]}{\sum_{i=1}^S [X_{ij} + X_{ik}]}$$

donde;

D_{jk} = Disimilitud entre las estaciones “j” y “K”

X_{ij} = Abundancia de la especie i en la estación “j”

X_{ik} = Abundancia de la especie i en la estación “k”.

La ordenación del escalamiento multidimensional no-métrico se obtuvo basada en la matriz de coeficientes de similitud de Bray-Curtis y en la matriz de similitud de rangos (Clarke 1993, Clarke & Warwick 2001). El algoritmo de esta técnica corresponde a un procedimiento de optimización iterativo, por lo tanto fue repetido 1000 veces con el fin de obtener la mejor solución de acuerdo al coeficiente de stress asociado a esta técnica. La bondad de ajuste de esta prueba se interpretó de acuerdo a la siguiente regla práctica (Clarke & Warwick 2001):

stress < 0,05 muy buena;

stress < 0,1 buena;

stress < 0,2 regular;

stress > 0,2 mala;

stress > 0,3 muy mala.

$$stress = \sqrt{\frac{\sum_j \sum_k (d_{jk} - \hat{d}_{jk})^2}{\sum_j \sum_k d_{jk}^2}}$$

donde;

d_{jk} = distancia entre los puntos j-ésimo y k-ésimo de la muestra

\hat{d}_{jk} = distancia predicha de la línea de regresión ajustada correspondiente a la disimilitud

δ_{jk} de la matriz de coeficientes de Bray-Curtis.

La validación de los grupos formados por esta técnica multivariada se realizó mediante el análisis de similitudes (ANOSIM) a partir de las pruebas global y de a pares con un nivel de significancia del 5% del estadístico R, que refleja las diferencias observadas entre sitios contrastadas con las diferencias dentro de los sitios bajo la hipótesis nula subyacente que indica que no existen diferencias en la composición comunitaria entre éstos.

$$R = \frac{\bar{r}_B - \bar{r}_W}{\frac{1}{2}M}$$

donde;

R = Estadístico R

\bar{r}_B = promedio de las similitudes de los rangos de todos los pares de muestras entre diferentes sitios,

\bar{r}_W = promedio de todas las similitudes de los rangos de las muestras intra sitios,

$M = n \times \frac{(n-1)}{2}$, con n equivalente al total de muestras.

R toma valores entre (-1, 1). Cuando éste es igual a 1 indica que todas las réplicas (muestras) dentro de los sitios (estaciones) son más similares entre ellas que entre las réplicas (muestras) de diferentes sitios y, cuando es aproximadamente 0, indica que las similitudes entre y dentro de los sitios son iguales en promedio. Es decir, que la hipótesis nula de esta prueba estadística no puede ser rechazada. Valores inferiores a 0 indican heterogeneidad de réplicas, ya que correspondería a que las similitudes entre diferentes sitios son mayores que aquellas dentro de los sitios (Clarke y Warwick 2001).

2. Objetivo específico N°2

“Sobre la base de los resultados del objetivo anterior, cuantificar los procesos que aportan y remueven la(s) variable(s) crítica(s), tanto de origen natural como antropogénico, considerando su variabilidad anual”.

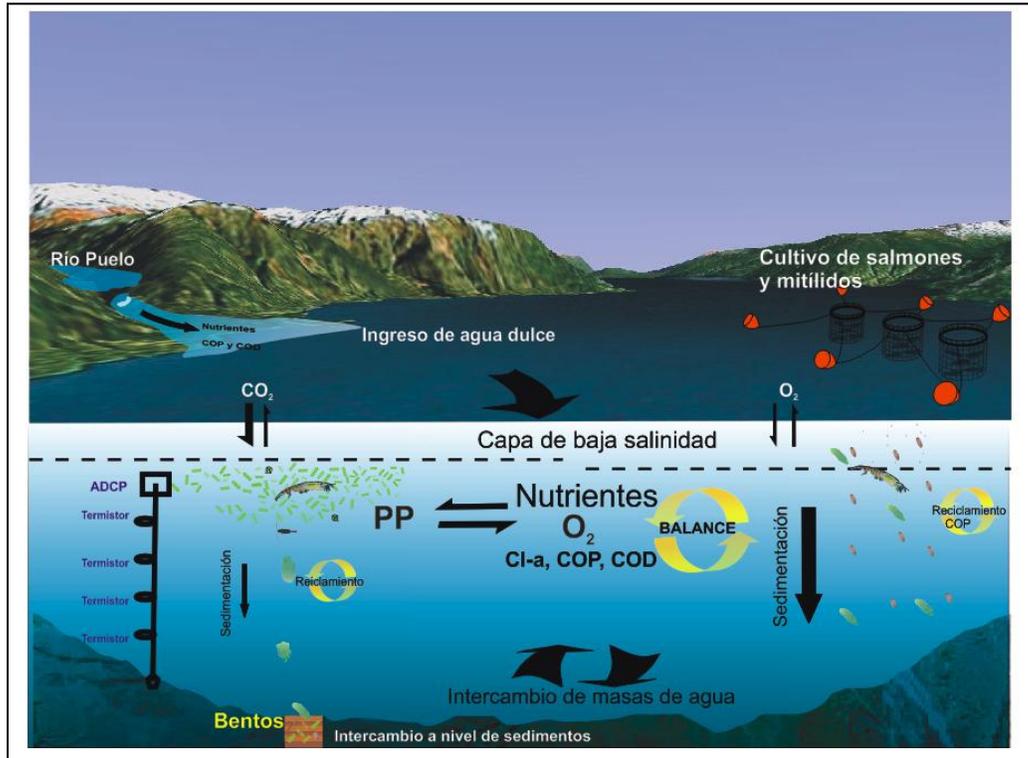


Figura 6. Esquema de los reservorios y principales procesos biológicos dentro de la zona de estudio.

La Figura 6 muestra un resumen de los reservorios y principales procesos biológicos que fueron medidos y cuantificados durante las campañas de muestreo, como una forma de entender las escalas de variabilidad (espacial y temporal) y los principales forzantes de la actividad biológica, de los procesos de mezcla y de advección dentro del estuario Reloncaví. La metodología utilizada es la misma que fue descrita dentro del objetivo específico N° 1.

3. Objetivo específico N°3

“Determinar las tasas de recambio mareal y residual de las aguas del estuario Reloncaví”.

En el periodo de estudio se realizaron dos campañas principales y dos campañas secundarias. En todas las campañas se incluyó un conjunto de estaciones de CTD-OF, mientras que en tres de estas se realizaron mediciones de corriente con ADCP montado al costado de la embarcación. Las campañas secundarias, realizadas en noviembre de 2008 y junio de 2009, incluyen mediciones similares, pero con menor extensión espacial y temporal. Las Campañas principales se realizaron en invierno (agosto de 2008) y verano (febrero de 2009). Además se anclaron 3 líneas con un total de 5 ADPS de distinta frecuencia, 6 líneas con 10 termistores cada una y 2 sensores para registrar las variaciones del nivel del mar. Junto a lo anterior, cerca de la desembocadura del río Puelo se instaló una estación meteorológica automática.

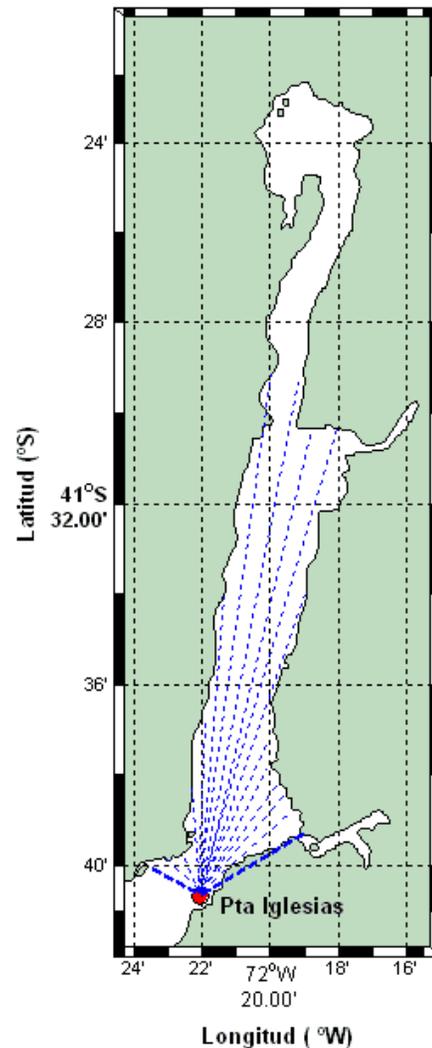
La figura 2 resume las principales mediciones realizadas durante las campañas de invierno y verano. Particularmente, la figura 2a muestra la posición de las estaciones de CTD-OF (círculos rojos) y las mediciones de corriente realizadas con ADCP-M a lo largo de diferentes trayectorias (indicada con línea punteada). Las figuras insertadas muestran el detalle de las secciones donde se hicieron mediciones repetidas por varias horas (entre ~12 y ~24 horas) para estudiar los efectos de la marea sobre las características hidrográficas y las corrientes (nuevamente las estaciones de CTD se indican con círculos rojos y las secciones de corriente con líneas punteadas). El detalle de las observaciones tanto de CTD como de ADCP-M es presentado en los Data Reports que se adjuntan al presente informe. En ellos se describe toda la información obtenida en las distintas campañas de mediciones. La campaña de primavera (noviembre de 2008) consideró una sección de CTD y ADCP-M a lo largo del fiordo similar a las campañas principales (Fig. 2a) y mediciones de CTD-OF en las posiciones de las cadenas de termistores (ver abajo, Fig. 2b).

La figura 2b, resume las mediciones realizadas con instrumentos anclados. Durante el estudio se anclaron 5 ADCPs de distintas frecuencias para cubrir adecuadamente las distintas profundidades. En la boca, donde la profundidad supera los 450 m, la línea anclada incluyó un ADCP modelo Long ranger de 75 kHz ubicado cerca del fondo y un ADCP de 300 kHz cercano a la superficie. Mientras que la línea cercana a la zona de Puelo,

donde la profundidad supera los 150 m, estaba equipada con un ADCP de 300 kHz a 34 m de profundidad mirando hacia abajo y un ADCP de 600 kHz a 28 m de profundidad mirando hacia arriba. La tercera línea, en las cercanías de Cochamó contenía un ADCP de 300 kHz mirando hacia arriba a una profundidad aproximada de 20 m. Cabe mencionar que la disposición de los distintos equipos en las líneas ancladas, fue diseñada para obtener mediciones de corrientes en la delgada capa superficial de agua dulce, que es de gran relevancia para la dinámica del fiordo. Mediciones previas realizadas en el contexto de la campaña CIMAR 12 el año 2006 incluyeron anclaje de ADCP en posiciones cercanas a las seleccionadas en esta oportunidad. Sin embargo, dadas las profundidades a las que se dejaron los ADCPs no se resolvió adecuadamente el flujo en la capa superficial.

Además de las mediciones anteriormente mencionadas, en este proyecto se anclaron dos mareógrafos (sensores de presión para detectar las fluctuaciones de la altura del mar) y seis cadenas de termistores (una de las cuales no fue recuperada). Cada una de estas últimas constaba de 12 termistores desplegados entre la superficie y 20 m de profundidad (el detalle de estos sensores, así como las características de las mediciones se presentan en la parte 3 del Data Report).

Por otra parte, se instaló un radar HF marino con el propósito de medir corrientes superficiales en la zona barrida por el radar. El radar fue instalado en Punta Iglesia ($72^{\circ} 22,148'W$, $41^{\circ} 60,670'S$). El gráfico adjunto muestra la zona máxima de barrido. Del mismo modo se instaló una estación meteorológica, aledaña al radar ($72^{\circ} 22,170' W$; $41^{\circ} 40,705'S$), con sensores para viento, temperatura, presión y humedad del aire, y registro de precipitaciones. La estación comenzó a medir el 12 de julio de 2008, a las 15 horas, y se ha mantenido



midiendo hasta la fecha.

El radar fue instalado a comienzos de julio de 2008, y a la fecha ha realizado básicamente tres campañas de mediciones, una en invierno, otra en primavera, y otra en verano.

Durante su instalación en Punta Iglesia, se determinaron 4308 campos de velocidad superficial en la zona de estudio. En cada una de esas 4308 ocasiones se midió la velocidad superficial en un gran número de puntos (hasta en algo más de 2000 puntos).

Los tres periodos básicos en que se midió fueron:

Periodo	Desde	Hasta	Nº días	Nº campos
Invierno 2008	13/07/2008	17/08/2008	25	1383
Primavera 2008	12/10/2008	30/11/2008	50	2368
Verano 2009	03/02/2009	12/02/2009	10	557
			~ 85	4308

La metodología utilizada para el análisis de las diferentes variables físicas fue la estándar, ampliamente usada en oceanografía Física. Los aspectos fundamentales pueden ser encontrados en el libro de Emery & Thomson (1997) y en las referencias incluidas en este informe. La metodología utilizada incluyó un procesamiento preliminar de calibración, de conversión de la información obtenida de los sensores en variables físicas y la estimación de los errores de medición para descartar datos erróneos. Para el análisis de la información, se utilizaron distintas metodologías estadísticas y de series de tiempo, que incluyeron metodologías directas y diversas representaciones gráficas, hasta llegar al análisis multivariado.

i) Mediante análisis espectral y de “wavelet” se determinaron las principales escalas de variación de las distintas variables oceanográficas y meteorológicas. Se realizó un análisis de correlación cruzada, de coherencia y fase entre distintas variables, para explorar en forma directa las asociaciones entre distintas variables o entre distintas posiciones de una misma variable.

ii) El análisis de Funciones Ortogonales Empíricas (EOF, este análisis en su forma tradicional es similar al análisis de componentes principales), junto con EOF compleja y EOF combinada con el uso de distintos filtros, fueron herramientas muy poderosas para establecer la estructura espacio-temporal de las variables registradas en distintos puntos y para evaluar patrones de propagación. Este análisis facilita enormemente la interpretación física de las observaciones y su relación con los agentes forzantes. Mediante esta metodología se analizaron las series de corrientes, determinando los patrones de oscilación del fiordo en distintas escalas. Similarmente, el análisis espectral permitió estudiar las propiedades de las ondas internas en el fiordo.

iii) Las fluctuaciones de mareas fueron estudiadas mediante análisis armónico del nivel del mar y de corrientes. Se determinaron las amplitudes de las principales constituyentes de marea, y las elipses de corrientes de marea. La componente baroclínica de la marea fue analizada mediante EOF y fue modelada ajustando mínimos cuadrados de los modos dinámicos verticales estimados a partir de los perfiles de temperatura y salinidad observados en las diferentes estaciones del año (e.g. Aguirre, 2007).

iv) La estimación de la difusión turbulenta y la mezcla vertical o diapícnica es un problema difícil de abordar a partir de mediciones tradicionales. La mezcla vertical fue estimada a partir de las series de tiempo de corrientes y temperatura, y de los perfiles de CTD. El número de Richardson, permitió evaluar las condiciones para la generación de inestabilidades en un flujo estratificado donde existen gradientes verticales de las corrientes horizontales. En el presente estudio se utilizaron perfiles de corrientes con alta resolución vertical para calcular los gradientes de velocidad (cada 0.5 m de profundidad mediante un ADCP de alta frecuencia, 600 kHz). Conjuntamente las mediciones con CTD se utilizaron para estimar los gradientes verticales de densidad.

v) La dispersión turbulenta en el plano horizontal fue evaluada de dos maneras diferentes: 1) a partir de las propiedades temporales de las fluctuaciones de alta frecuencia de las corrientes (perturbaciones) medidas con los instrumentos anclados y 2) sobre la base de las mediciones lagrangianas de los experimentos con derivadores, usando la teoría de Taylor (e.g. Chaigneaux & Pizarro, 2005).

4. *Objetivo específico N°4*

“Determinar el balance de masa de las(s) variable(s) crítica(s) que define(n) la calidad ambiental del estuario, en términos de flujos”.

Modelo de intercambio de agua, sal y nutrientes

El protocolo establecido por LOICZ (Land Ocean Interaction Coastal Zone), y desarrollado por Gordon *et al.*, (1996) para un sistema cuasi-estacionario (modelo de balance de masa), fue usado para determinar el balance de agua de la zona del estero Reloncaví. Para la aplicación de un balance de masa en forma simple, el estero Reloncaví puede ser considerado como una sola caja, que la transforma en un sistema de dos capas, si existe picnoclina: una superior donde el agua fluye fuera de la caja y una profunda donde el agua ingresa a esta, para ello es necesario, analizar la distribución de salinidad en el sistema.

El balance de agua para un fiordo de volumen constante, V , considera: aporte fluvial (Q_r), agua residual (Q_s), precipitación directa y pérdidas de agua por evaporación. La suma de estos aportes corresponden al flujo neto residual, es decir, flujo entrante (Q_{in}), más flujo saliente del estero (Q_{out}). En el sistema no se han observado ingresos de aguas subterráneas y pérdidas significativas por evaporación, por ende estos valores no se consideran en el cálculo de balance. El balance de agua queda expresado de la siguiente manera:

$$\frac{dV}{dT} = Q_r + Q_s + Q_p + Q_{in} - Q_{out} = 0 \quad (1)$$

donde los ingresos de agua al estuario se consideran positivos, y las salidas negativas.

Los principales tributarios de este sistema eurihalino en función de su caudal medio, son los ríos Puelo y Petrohué. El primero de estos dentro de la tipología de río caudaloso trasandino, con una cuenca binacional (8817 km²), de la cual el 33.6% se ubica en territorio chileno (3087 km²). Su origen tiene lugar en territorio argentino (lago Puelo, 250 m s.n.m), recorriendo desde este punto una longitud de 84 km hasta su desembocadura en el estuario de Reloncaví. El régimen de este río es principalmente pluvial, con aportes menores de afluentes de regímenes nivales (ríos Turbio y Ventisquero). Su caudal medio de 670

m^3/seg , está acotado por fuertes fluctuaciones, con rangos entre los 150 y 3590 m^3/seg (Niemeyer y Cereceda, 1984).

El segundo río en orden de importancia es el Petrohué. Este responde a la tipología de río tranquilo con regulación lacustre. Su cuenca alcanza los 2644 km^2 , con el lago Todos los Santos (177 km^2 , 189 m s.n.m). Su origen se sitúa en el extremo occidental de ese cuerpo lacustre, recorriendo desde allí 36 km hasta desembocar en el extremo norte del estuario de Reloncaví (ensenada de Ralún). El régimen de este río es principalmente pluvial con pequeños aporte nivales, siendo su caudal medio de 278 m^3/seg (Niemeyer y Cereceda, 1984).

Los ríos Puelo y Petrohué, proveen la principal fuente de agua fresca que ingresa al estuario, con una descarga media anual de 670 $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ y 280 $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ respectivamente, lo que implica un aporte de un 98% de agua dulce al sistema, por su parte el 2% restante ingresa a través de precipitación directa (Niemeyer & Cereceda, 1984).

Dentro del modelo, se considera el balance de sal, que depende principalmente del intercambio de agua en el sistema, para lo cual es necesario presentar una diferencia de a lo menos 1 unidad de salinidad entre el sistema y su entorno. Las fuentes de aguas frescas presentan una salinidad nula en el sistema. De esta manera, los flujos fiordo-canales, pueden ser evaluados de la siguiente manera:

$$\frac{dM}{dT} = Q_{in} \cdot S_{in} - Q_{out} \cdot S_{out} = 0 \quad (2)$$

donde S_{in} y S_{out} corresponden a los promedios de salinidades de los flujos entrante y saliente en el fiordo.

La salinidad en los flujos entrantes y salientes, fueron calculados asumiendo que la separación entre la capa superficial y la profunda, coinciden con la profundidad de la salinidad media, S_m (Prego y Fraga 1992; Roson *et al.* 1997):

$$S_m = \sum_h^0 \left(\frac{S_z \cdot A_z}{A_z} \right) \quad (3)$$

donde A corresponde al área cada un metro, z , a la profundidad en el límite de la caja y h es la profundidad en la estación ubicada en la boca del estuario.

Desde el ingreso y salida de flujos de agua, la exportación (F_{out}) e importación (F_{in}) de sales nutrientes en el fiordo puede ser cuantificado como:

$$F_{out} = C_{out} \cdot Q_{out} \text{ y } F_{in} = C_{in} \cdot Q_{in} \quad (4)$$

Finalmente el balance de nutriente, B , fue cuantificado como una diferencia en el intercambio de flujos de nutrientes entre el estero y el seno de Reloncaví:

$$B = \sum F = F_{out} - F_{in} \quad (5)$$

Durante las campañas de muestreo fueron registradas las variables oceanográficas mediante CTD, dónde además se colectaron muestras de agua de mar para el posterior análisis de nutrientes (fosfato, nitrato y silicato). Con la información, se prepararon perfiles verticales para analizar la estructura de salinidad, fosfato, nitrato y silicato, en la boca del estero Reloncaví. Por otra parte, los datos de precipitación, evaporación y caudales de ríos fueron obtenidos desde series de tiempo mensuales y datos medios, que fueron facilitados por la Dirección General de Agua (DGA) del Ministerio de Obras Públicas (MOP). Con esta información fueron construidas gráficas de precipitación, evaporación y caudales de ríos, para explicar la estacionalidad del aporte de agua al sistema, principalmente la obtenida del sector del río Puelo. En cuanto a la serie de tiempo del Río Petrohué esta se basó en la estimación realizada por León (2005).

5. *Objetivo específico N°5*

“Determinar la relación cuantitativa (consumo/aporte) de la biomasa de los organismos en cultivo con el inventario del parámetro crítico de calidad ambiental”.

Las alteraciones en las condiciones físico-químicas del agua y en sedimentos del área circundante a un centro de cultivo pueden afectar la condición fisiológica de los mismos peces de cultivo, la carga de nutrientes en el fiordo – con el consecuente impacto sobre las tasas de producción y biomasa de micro y macroalgas –, y los niveles de oxígeno en el agua de fondo, afectando directamente a la fauna bentónica. Eventualmente, y por sobre un cierto número de centros de cultivo en operación, las alteraciones en condiciones físico-químicas del agua y sedimentos pueden registrarse a la escala de toda una cuenca, poniendo en peligro la sobrevivencia de la fauna y flora autóctonas, la sustentabilidad de la actividad salmonicultora, y el desarrollo de otras actividades humanas en el fiordo (e.g. turismo).

La capacidad de un sistema acuático para asimilar los ingresos de amonio y materia orgánica sin que las condiciones físico-químicas del agua bajen por sobre un nivel pre-establecido depende, entre otros, de las tasas de recambio de agua, de las concentraciones naturales de oxígeno disuelto y amonio, y de la capacidad del bentos de metabolizar los desechos orgánicos derivados de los cultivos. Las tasas de recambio del agua en un fiordo dependen en gran medida de la interacción entre la batimetría local y forzamientos de tipo mareal, eólico y fluvial, cada uno con escalas de variabilidad características. Por otro lado, la capacidad del bentos para metabolizar los ingresos de materia orgánica derivados de un centro de cultivo depende de la tasa de acumulación y composición de partículas orgánicas en el fondo, que a su vez depende del tamaño, densidad y composición de los pellets de alimento, y de los niveles de oxígeno disuelto en el agua suprayacente al fondo. Finalmente, el patrón de corrientes en las inmediaciones de un centro de cultivo determina la dispersión de desechos orgánicos sólidos y, por lo tanto, el grosor y extensión de la capa de materia orgánica que el bentos debe metabolizar.

Todos estos factores interactúan para determinar el nivel de tolerancia que un fiordo tiene a la incorporación de materia orgánica y desechos metabólicos producto del cultivo intensivo de peces. Determinar cuál es ese nivel, y cómo fluctúa entre secciones del fiordo

y entre épocas del año, requiere de una aproximación cuantitativa rigurosa y de un profundo conocimiento del régimen de variabilidad hidrodinámica en la cuenca.

Salmonicultura

En el contexto de la producción de salmónidos por medio de cultivos extensivos, la **capacidad de carga** de un fiordo o estuario ha sido definida como la máxima producción de peces (biomasa viva en el cultivo) que puede mantener las condiciones ambientales en el cultivo y área que lo circunda bajo (o sobre) límites pre-definidos como apropiados. Para ello es necesario establecer parámetros indicadores de calidad ambiental (e.g. concentraciones de oxígeno y amonio disuelto, presencia y/o abundancia de fauna bentónica) y las relaciones funcionales entre dichos parámetros y variables ambientales y productivas que son factibles de medir en torno al cultivo. Los métodos actualmente en uso para evaluar capacidad de carga se basan en modelos matemáticos que sintetizan el conocimiento disponible sobre los principales procesos físicos que determinan la circulación, mezcla vertical y tiempos de residencia del agua en un fiordo o estuario, y de cómo las condiciones físico-químicas en la columna de agua interactúan con el metabolismo de los peces, régimen de alimentación y balance de masa en un centro de cultivo para determinar el exceso de nutrientes y materia orgánica al ambiente (columna de agua y sedimento).

En el presente análisis se entregan estimaciones de capacidad de carga para centros de cultivo típicos de las dos principales especies de salmónidos cultivadas en el fiordo Reloncaví: salmón Atlántico y trucha arcoiris. El método utilizado se basa en la aproximación MOM (Monitoring Ongoing fish farms and Modelling) desarrollada durante las últimas dos décadas en Noruega y Suecia (Stigebrandt et al. 2004), y constituye un primer paso en el desarrollo de un método cuantitativo de evaluación de capacidad de carga que incorpore además de los cultivos de salmónes, otras actividades de relevancia desarrolladas en fiordos y estuarios de la región sur-austral de Chile. La estimación de los parámetros del modelo, detallada a continuación, se basa en las mediciones físicas y químicas realizadas en el Estuario Reloncaví durante el desarrollo de este proyecto (Fig. 7).

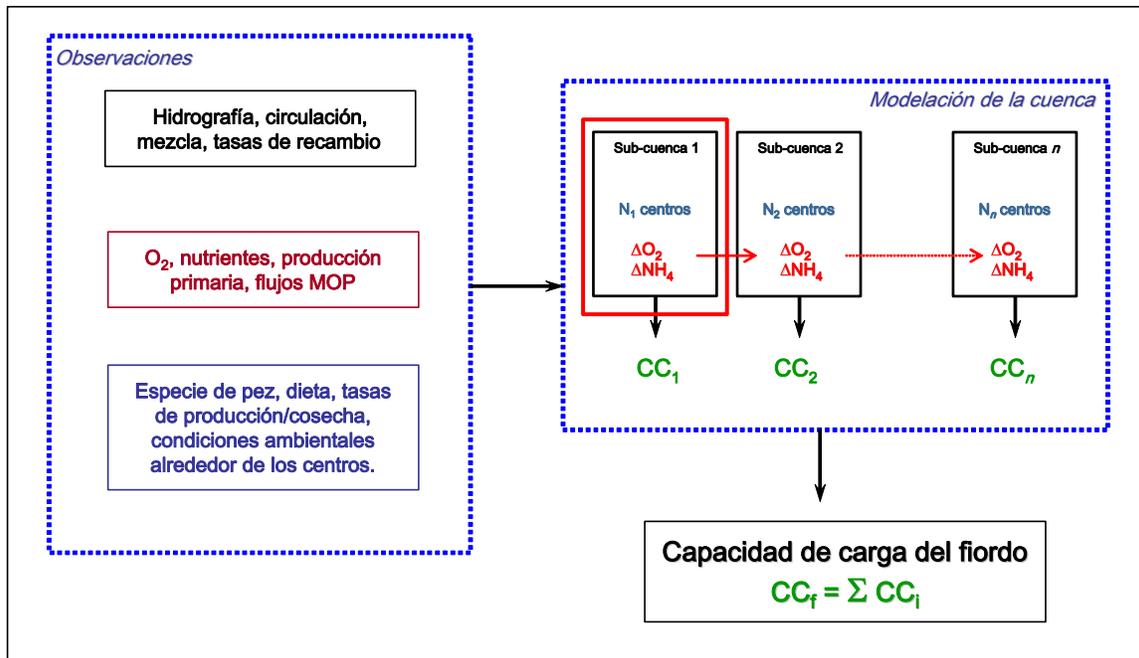


Figura 7. Representación esquemática de la aproximación de nuestro grupo a la evaluación de la capacidad de carga del Estuario Reloncaví.

Mitilicultura

En el año 2008 la producción de cultivo de choritos (*Mytilus chilensis*), registró 186 mil toneladas, con un aporte de la X Región del 99.9% del total cultivado en Chile, lo que tiene una gran repercusión social, ambiental y económica para esta región. Esta actividad ha alcanzado una fase de crecimiento exponencial en los últimos años, con la incorporación de nuevos capitales (muchos extranjeros) y nuevos actores al sistema, lo que ha fomentado al sector a volverse más competitivo. El aumento del cultivo de *Mytilus chilensis* en los últimos 10 años presentó un incremento promedio de 21% anual (Sernapesca 2008). En este contexto, el Fiordo de Reloncaví corresponde a una de las áreas más importantes en términos de producción y captación de semillas en la X región. Sin embargo; debemos considerar que el crecimiento sostenido de la industria mitilicultora en ambientes naturales con restringida disponibilidad de alimento, es finita; pudiendo provocar serios perjuicios ecosistémicos si no se elaboran estrategias tendientes a verificar el estado del ecosistema (Flemming & Delafontaine 1994). Las repercusiones por la sobreproducción de mitílidos y la sobre capacidad de carga de los sistemas, no solo influyen en el estado de conservación de los ecosistemas sino que también trae serios perjuicios en la industria como tal. Bajas concentraciones de seston (alimento) lleva a bajas tasas de desarrollo de mitílidos,

prolongando el tiempo necesario para alcanzar su talla comercial, que a su vez aumenta la probabilidad de ataques de parásitos y contagio de enfermedades. Por otra parte, la producción intensiva de mitílidos genera gran cantidad de materia orgánica en forma de fecas y pseudofecas, que al ser depositados en el fondo generan condiciones propensas para el desarrollo de comunidades microbianas. Estas comunidades degradan la materia orgánica generando condiciones sub-óxicas o anóxicas en el sedimento (van Leeuwen et al. 2009), que por ende afecta toda la comunidad bentónica. Todos estos procesos generan mayor mortalidad de organismos, contaminación, desagradables olores, generando un fuerte impacto en el desarrollo de la industria acuícola, turismo y pesca artesanal. Inserto en esta problemática, el presente estudio pretende evaluar la capacidad de carga ecológica y capacidad de carga física del Fiordo de Reloncaví, con el fin de ayudar a la toma de decisiones para el futuro desarrollo sustentable de la mitilicultura en el Fiordo de Reloncaví.

Es así como la primera aproximación a evaluar, corresponde a la capacidad de carga ecológica del ecosistema, definida para este estudio como aquella en la cual el cultivo de mitílidos no provoca efectos significativos en el normal funcionamiento de la trama trófica marina dentro del Fiordo. Esta aproximación implica que la producción y por ende; el consumo de mitílidos, no sobrepase los límites de competencia directa por recursos presas con aquellas especies claves dentro del ecosistema como los consumidores primarios (i.e. microzooplankton, copépodos y eufáusidos), que a su vez son la base de toda la trama trófica pelágica. Esta aproximación permitirá el desarrollo de una acuicultura sustentable y en base a las condiciones de disponibilidad de alimento del ecosistema, manteniendo un equilibrio entre progreso y medio ambiente.

Por otra parte, se evaluó la capacidad de carga de producción del ambiente mediante la simulación de un incremento en la producción y biomasa de mitílidos, potenciando la transferencia de energía desde el fitoplancton→cultivo→detritus, al desplazar a las otras especies constituyentes de la trama trófica y con ello generar un colapso ecosistémico (Gibbs 2004). Cuando se sobrepasa este punto, el cultivo comienza a competir con los consumidores primarios, causando un colapso de todos los niveles tróficos superiores entre los que se encuentran peces e invertebrados de interés comercial. A este nivel de producción se genera una inestabilidad ecosistémica, que trae serias repercusiones en la

industria, debido a la escasez de alimentos que se genera en los propios cultivos. Para la evaluación de estos escenarios en el Fiordo de Reloncaví, se utilizó un enfoque ecosistémico mediante el programa Ecopath (Christensen & Pauly 1993; Pauly et al. 2000; Christensen et al. 2000). Este modelo asume un estado estacionario, donde la materia que se produce por cualquier presa es igual a la biomasa consumida por los depredadores, más cualquier otro destino de la producción en el sistema.

Los modelos a considerar para estimar capacidad de carga se basan en una aproximación del estado actual del ecosistema tomando en consideración la producción actual de la mitílidos, junto con estimaciones de bancos naturales y el estado actual del flujo total de materia en el ecosistema. Este modelo es luego evaluado, considerando un incremento en la mitilicultura hasta el punto en que no interfiera en el flujo de energía de los consumidores primarios y detritus (capacidad de carga ecológica) y la tercera aproximación forzará el sistema hasta el punto en que la producción primaria y detritus sea canalizado hacia los mitílidos (capacidad de carga productiva).

6. Objetivo específico N°6

“Determinar la capacidad de carga del estuario Reloncaví en función de la tasa de intercambio de agua, el balance ambiental de masa y la biomasa de organismo en cultivo”.

Salmonicultura

Se utilizó el esquema de modelación MOM (Modeling – Ongoing fish farms – Monitoring) implementado en Noruega durante la última década (Ervik et al. 1997, Hansen et al. 2001, Stigebrandt et al. 2004), en que la estimación de capacidad de carga en términos de producción máxima de peces se realiza a través de los siguientes sub-modelos al proceso (Fig. 8):

- (1) Un sub-modelo que calcula las tasas de recambio de materia y energía basado en tasas metabólicas y de crecimiento de los peces de cultivo (“sub-modelo peces” en Fig. 8), además de la composición y tasa de sedimentación del alimento introducido en las jaulas (Stigebrandt 1999). Dada la temperatura del agua, el tipo de alimento, y los pesos inicial y final (i.e. de cosecha) de los peces en el cultivo, el modelo produce estimaciones de consumo de alimento y oxígeno, producción de material fecal y de amonio.
- (2) Un sub-modelo de dispersión acoplado con un modelo bentónico, en que se incorpora información sobre la configuración de los cultivos (número, tamaño y distribución espacial de las jaulas) con estimaciones de magnitud y variabilidad de corrientes a media agua y cerca del fondo, difusión vertical del oxígeno disuelto, y el suministro esperado de oxígeno a los sedimentos. El modelo se basa en dicha información y en la salida del sub-modelo descrito en (1) para entregar una estimación de la capacidad de carga (i.e. producción de peces), a través de la tasa máxima de incorporación de materia orgánica a los sedimentos bajo y alrededor de las jaulas que no causaría efectos letales en la macroinfauna bentónica (Ervik et al. 1997).
- (3) Un modelo local de calidad del agua, que se basa en la temperatura y corrientes medidas en la cercanía de las jaulas para estimar la máxima biomasa de peces con

que puede mantenerse oxígeno disuelto por sobre un nivel crítico (O_2min). Los niveles máximos de producción de biomasa – o capacidad de carga – en términos del oxígeno disuelto (TP_{O_2}) son estimados a partir de las tasas de consumo de oxígeno por unidad de peso de los peces en el cultivo (DO_2), que corresponde a una de las salidas del sub-modelo descrito en (1), de las dimensiones individuales y configuración espacial de las jaulas, y del tiempo de residencia máximo estimado a partir de las mediciones de corrientes sobre el eje perpendicular a las jaulas (TF_{max}),

$$TP_{O_2} = \frac{O_2in - O_2min}{DO_2} \times \frac{N_f D(L + S)^2}{TF_{max}} \quad (1)$$

donde O_2in es la concentración de oxígeno disuelto en el agua que entra al sistema, N_f es el número total de jaulas, L es la longitud de un lado de las jaulas (bajo el supuesto de que las jaulas son cuadradas), y S es la separación entre jaulas. El numerador del segundo multiplicando es el “volumen efectivo” desde el cual los peces en el cultivo pueden obtener oxígeno, mientras que el denominador TF_{max} es la estimación del tiempo máximo que toma un recambio del agua en el sistema.

De la ecuación (1) puede derivarse una segunda ecuación para calcular el límite máximo de producción de peces usando el amonio disuelto como criterio de calidad del agua (TP_{NH_4}), basándose en la condición de que el amonio debe estar por debajo de un valor crítico NH_4max .

$$TP_{NH_4} = \frac{NH_4max - NH_4in}{DNH_4} \times \frac{N_f D(L + S)^2}{TF_{max}} \quad (2)$$

donde NH_4in es la concentración de amonio medida en el agua que entra al sistema y DNH_4 es la producción media de amonio por kg de pez, estimada por el sub-modelo (1).

La estimación final de capacidad de carga para el sistema corresponderá al valor mínimo entre los producidos por las ecuaciones (1), (2) y la estimación producida por el sub-

modelo (2) que utiliza la disponibilidad de oxígeno en para la macroinfauna bentónica como parámetro ambiental crítico.

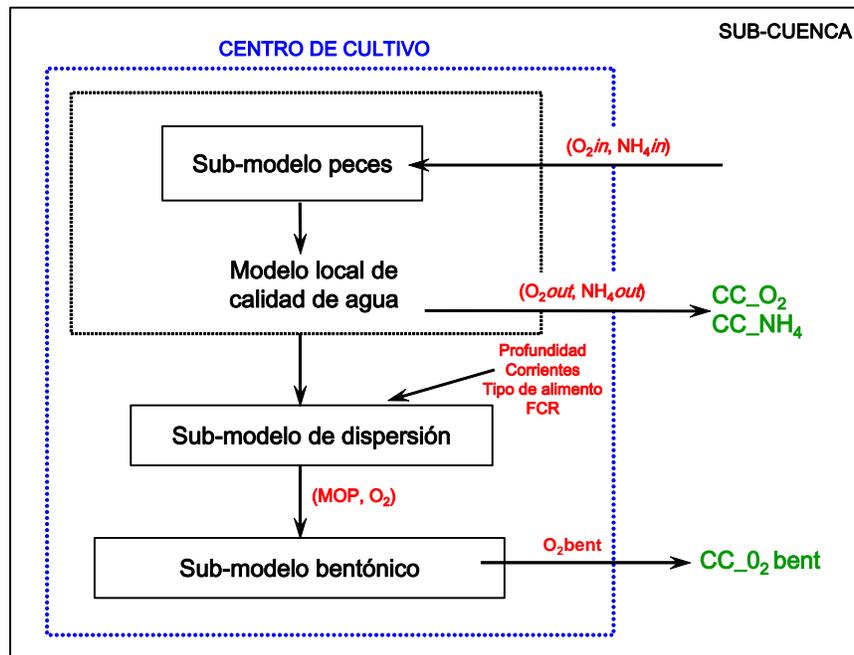


Figura 8. Representación esquemática de la estimación de capacidad de carga a la escala de un cultivo de salmónidos utilizando el modelo MOM (Stigebrandt 1999, Stigebrandt et al. 2004).

Parametrización del Modelo

La estimación de los parámetros físicos y químicos del modelo estuvieron basadas en las mediciones realizadas durante el desarrollo de este proyecto (campañas de Agosto 2008, Noviembre 2008 y Febrero 2009), y se realizó para cada una de las sub-cuencas en que se separó el estuario (Fig. 9). Datos sobre la configuración de los centros de cultivo, fueron obtenidos desde imágenes satelitales disponibles, y directamente de la industria salmonera en múltiples instancias de discusión durante el desarrollo del proyecto. Datos sobre niveles de producción y factores de conversión por especie fueron proporcionados por Salmon Chile y basados en los niveles de producción registrados entre Enero 2008 y Marzo 2009. La información sobre el número, localización y especie cultivada en cada centro operativo fue proporcionada por el Departamento de Acuicultura de la Subsecretaría de Pesca.

Finalmente, la información sobre características del alimento (composición, tamaño de los pellets y velocidades de hundimiento) fue proporcionada por AVS Chile.

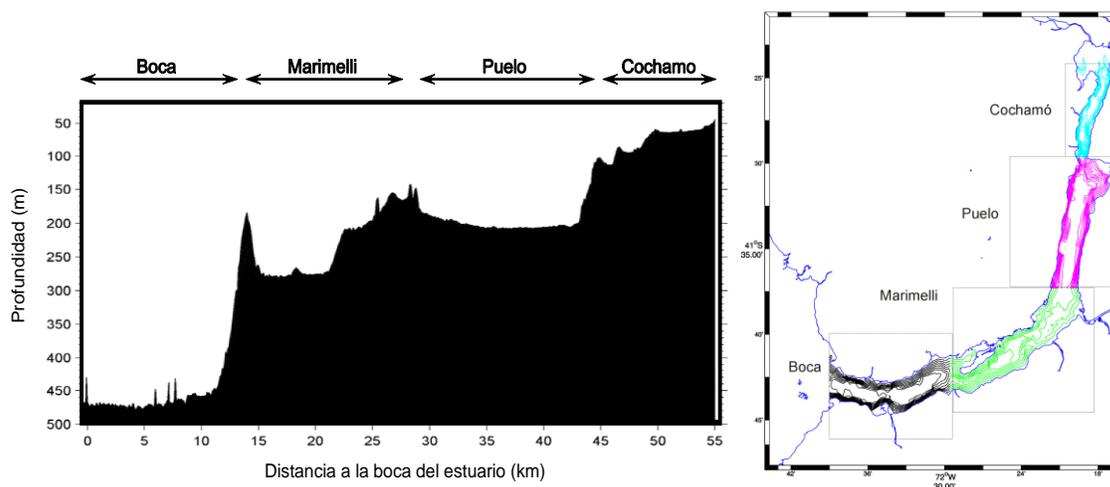


Figura 9. Batimetría medida durante las campañas oceanográficas (izquierda) y delimitación del fiordo en cuatro sub-cuencas (derecha), que fueron utilizadas para realizar estimaciones separadas de capacidad de carga por tipo de centro de cultivo.

Corrientes, existen tres parámetros en el modelo que dicen relación con las corrientes medidas cerca de los centros de cultivo (ver más abajo). Dos de ellos tienen directa relación con la calidad del agua en las jaulas y en el área circundante, mientras que el tercero determina la extensión del fondo sobre la cual se acumula material orgánico particulado derivado de fecas y alimento no consumido. En los tres casos es importante considerar la componente de la corriente que es perpendicular al eje principal del centro de cultivo. Dada la diferencia sustancial que puede registrarse entre ambas componentes, la disposición espacial del centro con respecto a las corrientes predominantes en el fiordo o estuario es de vital importancia para determinar las tasas de recambio de agua (o tiempos de residencia) en las jaulas.

Con el fin de obtener estimaciones conservadoras, y dado que una inspección de imágenes satelitales disponibles para el área de estudio indica que la gran mayoría de los centros de cultivo de salmónidos están alineados con el eje longitudinal del fiordo, en la parametrización del modelo se utilizaron las velocidades de corrientes medidas para el eje perpendicular al fiordo, de aquí en adelante referidas como componente u . Posterior a la

obtención del primer conjunto de estimaciones de capacidad de carga con la orientación actual de los centros de cultivo, se evaluó el posible incremento en la capacidad de carga que podría lograrse re-orientando los centros de cultivo con respecto a las corrientes predominantes en el fiordo (componente v). Para ello, los vectores u y v de velocidad medidos por instrumentos anclados en cada sub-cuenca durante el periodo Agosto 2008 – Octubre/Noviembre 2008 fueron rotados en incrementos de 15° hasta completar 90° con respecto al registro de corrientes original, es decir hasta que el componente u de la serie rotada fuera igual al componente v de la serie original (i.e. $u_{90^\circ} = v_{0^\circ}$). Luego de cada rotación se repitió el cálculo de los parámetros abajo indicados.

a. Variabilidad de corrientes a media agua (σ)

Es un parámetro central para el sub-modelo de dispersión incluido en MOM, dado que la dispersión de partículas desde una jaula y su acumulación sobre el fondo está dada principalmente por la variabilidad temporal de las corrientes perpendiculares al centro de cultivo. En la actual implementación del modelo se utiliza como parámetro indicador de esta dispersión la desviación estándar de las corrientes (σ) medidas entre el fondo de las jaulas y el fondo del fiordo.

$$\sigma = \sqrt{\frac{1}{M} \sum_{i=1}^M (u_i - u_0)^2} \quad (3)$$

donde M es el número de mediciones corrientes, u_i es la velocidad medida de la corriente en el componente u y u_0 es la velocidad promedio. Para este cálculo se utilizó la totalidad de mediciones de corrientes disponibles (entre Agosto y Noviembre 2008) para una profundidad nominal de 15 m en cada una de las sub-cuencas.

b. Corriente de escalamiento de superficie (U)

Corresponde a la velocidad de la corriente de superficie que se asocia al tiempo máximo de residencia para un centro de cultivo. La estimación de dicho tiempo máximo requiere del cálculo de $TF_{max}=n*dt$ que corresponde al máximo valor de n que cumple con la condición

$$\sum_t^{t+ndt} u_i dt = R(L + S) \quad (4)$$

donde u es la velocidad en la componente perpendicular a las balsas jaula, dt es el intervalo de tiempo entre mediciones de corrientes, R es el número de filas de jaulas en el centro de cultivo, L es el lado de las jaulas y S es la separación entre jaulas. La velocidad U correspondiente a TF_{max} se calcula como

$$U = \frac{R(L + S)}{TF_{max}} \quad (5)$$

c. Corriente de escalamiento de fondo

Corresponde a la magnitud mínima del vector de corriente medida sobre el fondo durante intervalos máximos de 2 horas. La utilización de este intervalo se basa en la resistencia de muchos organismos bentónicos a episodios cortos de hipoxia. Dado que en las mediciones de corrientes con ADCP anclados no fue posible registrar las velocidades inmediatamente sobre el fondo, se combinaron dos fuentes de información: (1) el registro continuo de corrientes más cercano a los 30 m, que corresponde a la profundidad de sitio utilizada en las simulaciones con el modelo (ver más abajo y Tabla 4), y (2) estimaciones de la velocidad promedio y su desviación estándar a 30 m obtenidas para cada componente (u y v) desde las mediciones de ADCP remolcado realizadas en Agosto 2008 y Febrero 2009. En el primer caso, se calculó el promedio de la magnitud del vector de velocidad sobre períodos de 2 horas para todo el registro disponible de mediciones a 30 m, y luego se determinó el valor mínimo para cada sub-cuenca. En el segundo caso, utilizando el promedio y desviación estándar de cada componente a 30 m, se generaron vectores de 1000 valores de velocidad en u y v suponiendo una distribución de probabilidad normal. Estos dos vectores fueron luego combinados para calcular la magnitud de la velocidad ($w =$

$\sqrt{u^2+v^2}$). El mínimo valor de los obtenidos para cada sub-cuenca fue utilizado en la parametrización del modelo (Tabla 3).

Tabla 3. Parámetros físico-químicos del Modelo MOM estimados para cada sub-cuenca del estuario Reloncaví.

Parámetro	SUBCUENCA			
	Boca	Marimelli	Puelo	Cochamó
Profundidad sitio (m)	30	30	30	30
Salinidad típica en verano (psu)	30	30	30	30
O ₂ fondo [30 m] (mg L ⁻¹)	4.5	4.5	4.5	4.5
NH ₄ ambiental (mg L ⁻¹)	0.014	0.014	0.014	0.014
Componente u de corrientes				
□ velocidad 15 m (cm s ⁻¹)	3.96	3.50	3.50	3.04
Veloc dim superficie (2 m, cm s ⁻¹)	0.37	0.30	0.30	0.32
Veloc dim fondo (30, cm s ⁻¹)	0.21	0.14	0.14	0.05
Componente v de corrientes				
□ velocidad 15 m (cm s ⁻¹)	7.22	7.42	7.42	7.44
Veloc dim superficie (2 m, cm s ⁻¹)	1.11	0.48	0.48	0.51
Veloc dim fondo (30, cm s ⁻¹)	0.21	0.14	0.14	0.05
Mínimo O ₂ aceptable jaulas (mg L ⁻¹)**	6	6	6	6
Máximo NH ₄ aceptable jaulas (mg L ⁻¹)**	0.035	0.035	0.035	0.035
Mínimo O ₂ aceptable fondo (mg L ⁻¹)	5.0	5.0	5.0	5.0

** : fuente Nash (2001)

Tabla 4. Parámetros productivos utilizados en la implementación del modelo MOM para las dos principales especies de salmónidos cultivadas en el estuario Reloncaví.

Parámetro	Salmón Atlántico	Trucha
<i>Características del alimento</i>		
Contenido proteínas (%)	40	40
Contenido grasas (%)	40	40
Contenido carbohidratos (%)	15	15
Contenido cenizas (%)	5	5
Velocidad de hundimiento pellets (cm s ⁻¹)	17	17
<i>Características de los peces</i>		
Peso inicial (g)	100	150
Peso final (g)	4500	3000
Contenido proteínas (%)	18	18
Contenido grasas (%)	18	18
Velocidad de hundimiento fecas (cm s ⁻¹)	1	1
Factor de conversión*	1.12	1.15

*: Promedio de valores mensuales calculados entre enero 2008 y marzo 2009. Calculado para cada mes como la razón entre alimento total proporcionado y la suma del incremento mensual en biomasa viva, producción y mortalidad. Datos proporcionados por Salmón Chile.

Concentraciones de oxígeno y amonio en la columna de agua, los perfiles de CTD realizados durante las campañas de primavera y verano incluyeron mediciones de oxígeno disuelto. Dichas mediciones fueron complementadas en la campaña de verano con determinaciones de oxígeno en laboratorio a partir de muestras de botella. Todas estas mediciones fueron utilizadas para estimar la concentración típica de oxígeno disuelto en el agua de fondo en cada una de las cuatro sub-cuencas. Con el fin de obtener estimaciones conservadoras de capacidad de carga, se utilizaron los valores mínimos detectados a 30 m (Tabla 3). Del mismo modo, se utilizó la máxima concentración de amonio detectada en la columna de agua durante la campaña de febrero 2009 (Tabla 3).

Concentraciones aceptables de oxígeno y amonio, para producir las estimaciones de capacidad de carga basadas en la calidad del agua, y tal como se indica en las ecuaciones (1) y (2), el modelo requiere las concentraciones mínimas de oxígeno disuelto y máximas de amonio en el agua de la jaulas que se consideran tolerables para el bienestar de los peces. Del mismo modo, para producir la estimación de capacidad de carga basada en las condiciones del bentos es necesario establecer una concentración mínima de oxígeno considerada aceptable para mantener la condición del bentos asociado al centro de cultivo. La selección de la concentración crítica de amonio consideró valores típicos medidos en las cercanías de las jaulas (e.g. Buschmann et al. 2006, Sanderson et al. 2008) y la concentración máxima de exposición crónica estimada por la EPA de Estados Unidos (Nash 2001). Este último valor ($0.035 \text{ mg L}^{-1} = 1.94 \text{ uM}$) corresponde al mínimo de todas las mediciones recolectadas y fue utilizado en la parametrización del modelo. Para establecer la concentración crítica de oxígeno disuelto en el agua de las jaulas se compararon los promedios entre 0 y 10 m de las mediciones efectuadas en cada sub-cuenca durante la campaña de febrero 2009 con el valor recomendado por Nash (2001). Los promedios entre 0 y 10 m fluctuaron entre 6.7 mL L^{-1} en la boca del Estuario y 7.2 mL L^{-1} en el sector de Puelo, muy por encima de la concentración mínima de 4.2 uM (6 mg L) recomendada por Nash (2001). Con el fin de contar con estimaciones conservadores de capacidad de carga se utilizó este último valor en la parametrización del modelo (Tabla 3). Finalmente, la mínima concentración de oxígeno en el agua de fondo se basó en las concentraciones medidas a 30 m durante las campañas oceanográficas de noviembre 2008 y febrero 2009, y que por haberse realizado en puntos alejados de los centros de cultivo se consideran representativas de condiciones naturales en el fiordo.

Características del centro de cultivo, con base en la información disponible para el Estuario Reloncaví, incluyendo imágenes aéreas, se establecieron las características de un centro de cultivo tipo, con jaulas de $20 \times 20 \text{ m}$ de área y 20 m de profundidad dispuestas en 2 filas de 14 jaulas cada una, ubicadas a una profundidad de 30 m y orientadas en forma paralela al eje del fiordo (Tabla 3). Pese a que la profundidad real a la que los centros se ubican puede ser mayor que 30 m , se eligió esta profundidad con el fin de obtener

estimaciones conservadoras de capacidad de carga en términos de la descarga de material orgánico particulado sobre el fondo.

Datos sobre los pesos inicial y final (cosecha) de salmón Atlántico y trucha, y sobre las características del alimento proporcionado a los peces en cultivo, incluyendo su contenido de proteínas, grasas y carbohidratos (Tabla 4), fueron proporcionados por AVS Chile, al igual que la información sobre velocidades de sedimentación de los pellets de alimento no ingerido y de las fecas de los peces. A pesar de que el tamaño, y consecuentemente la velocidad de hundimiento, de los pellets de alimento varía dependiendo del tamaño de los peces, se utilizó el máximo valor disponible (Tabla 4), y correspondiente a peces por sobre los 4 kg, con el fin de obtener estimaciones conservadoras de capacidad de carga. Finalmente, los números de centros por sub-cuenca y especie (Tabla 5) fueron estimados a partir de datos proporcionados por Salmón Chile y el Departamento de Acuicultura de la Subsecretaría de Pesca.

Tabla 5. Número de centros de cultivo de salmón Atlántico y Trucha operativos por sub-cuenca. Datos proporcionados por Salmon Chile

Sub-cuenca	Número de centros por especie		
	Salmo salar	Trucha	Total Sub-cuenca
Boca	6	7	13
Marimelli	1	11	12
Puelo	1	5	6
Cochamó	1	3	4
Total Especie	9	26	35

Mitilicultura

Metodología Ecopath

El modelo fue construido con el paquete computacional Ecopath with Ecosim 5.0 (referido en el texto como EwE) (Pauly et al. 2000; Christensen & Walters 2004). Este programa utiliza un conjunto de ecuaciones lineales basada en aproximaciones ecológicas que conectan diferentes grupos funcionales en un modelo multi taxa (Pavés & González 2008). Una de las ecuaciones aplicadas por EwE fue desarrollada por Polovina (1984) en Christensen et al. (2000), que permite estimar la biomasa y la utilización de los recursos alimentarios por las distintas especies pertenecientes al mismo ecosistema acuático. Otras ecuaciones en EwE son empleadas para estimar (1) flujo de materia a través del ecosistema (Ulanowicz 1986 en Christensen et al. 2000), (2) presupuesto energético traspasado entre diferentes grupos de especies (Winberg 1956 en Christensen et al. 2000), y (3) determinación del nivel trófico fraccionado de cada grupo evaluado (Odum & Heald 1975, en Christensen et al. 2000). El modelo asume un balance de masa dentro de todo el sistema durante el período investigado, donde la materia que se produce por cualquier presa es igual a la biomasa consumida por los depredadores más cualquier otro destino de la producción en el sistema (migración, mortalidad por pesca) y es expresado por la siguiente ecuación:

$$B_i \cdot (P/B) \cdot EE_i = Y_i + \sum B_j \cdot (Q/B)_j \cdot DC_{ij} + E_{xi} \quad (\text{eq. 1})$$

donde, B_i y B_j son la biomasa de la presa y del depredador respectivamente; P/B es la relación producción/biomasa; EE_i es la eficiencia ecotrófica que corresponde a la fracción de la producción disponible para ser consumida dentro del sistema; Y_i es la tasa de captura pesquera; $(Q/B)_j$ es el alimento consumido por unidad de biomasa del depredador (j); DC_{ij} es la proporción de la presa (i) en la dieta del depredador (j), y E_{xi} corresponde a las otras exportaciones (Christensen et al. 2000).

El modelo requiere información acerca de la composición dietaria de todos los grupos y al menos tres de los siguientes cuatro parámetros para cada grupo funcional, B , EE , P/B o Q/B (Christensen et al., 2000). En el presente estudio se obtuvieron los parámetros DC , P/B y Q/B para cada uno de los grupos a partir de información de P , B y Q

disponible para el área de estudio. Los valores de B serán expresados como mgC m⁻² (biomasas), P y Q como mgC m⁻² día⁻¹ (tasas) y P/B y Q/B como día⁻¹ (proporciones).

El modelo requiere que el ingreso y la salida de energía para todas las especies o grupos funcionales considerados sea balanceado (estén en equilibrio). Winberg (1956) asume que la materia consumida por un organismo (Q_i) corresponde a la suma de aquella que es usada tanto en el crecimiento somático y gonádico del individuo (P_i), su costo metabólico (R_i) y la producción de desperdicios orgánicos o alimento no asimilada (UF_i)

$$Q_i = P_i + R_i + UF_i \quad (\text{eq. 2})$$

Para determinar el nivel trófico de cada grupo funcional bajo consideración, se aplica la formulación teórica de los niveles tróficos fraccionados de Odum & Heald (1975 en Christensen et al. 2000). El nivel trófico 1 (TL_1) corresponde a los productores primarios y el detritus. Los consumidores se ubican en el nivel 1 + el peso promedio del nivel trófico de las presas (Christensen et al. 2000). De esta forma, un consumidor que depreda sobre 40% plantas ($TL=1$) y 60% herbívoros ($TL=2$) estará ubicado en el nivel trófico;

$$1 + (0.4 * 1 + 0.6 * 2) = 2.6 \quad (\text{eq. 3}).$$

El modelo trófico a construir consideró los siguientes grupos funcionales: clupeiformes (sardina común), mitílidos de bancos naturales (*Mitylus chilensis* y *Aulacomya ater*), mitílidos de cultivo (*M. chilensis*), zooplancton gelatinoso carnívoro (ctenóforos *Pleurobrachia* spp., quetognatos *Sagitta* spp. y sifonóforos), zooplancton gelatinoso filtrador (apendicularios), zooplancton quitinoso (Euphausiacea, *Euphausia mucronata* y *E. vallentini*), copépodos (grandes y pequeños), cladoceros, microzooplancton (flagelados y ciliados), nanozooplancton (nanoflagelados heterotróficos NFH), fitoplancton, bacterias y detritus.

La composición dietaria de cada uno de los grupos fue estimada a partir de: 1) frecuencia de ocurrencia de presas encontradas en los tractos digestivos de quetognatos, ctenóforos y sifonóforos (información obtenida de trabajos realizados en Chile centro-norte), 2) Tasas de ingestión estimadas para copépodos, nanoflagelados heterotróficos,

ciliados y dinoflagelados (información obtenida para el área de estudio), 3) frecuencia de presas ingeridas por cladóceros, eufáusidos y sardina común, a partir de la disponibilidad de presas in situ para mitílidos de cultivo, mitílidos de bancos naturales y apendicularios (información obtenida de literatura de fiordos patagónicos) y 4) disponibilidad de presas in situ para mitílidos (de cultivo y bancos naturales) y apendicularios.

El balance energético de mitílidos fue obtenido de los trabajos de Winter & Navarro (1982), Navarro & Winter (1992). La información referida a la biomasa de mitílidos de cultivo para el período 2008 en la comuna de Cochamó, fue obtenida desde Sernapesca. La biomasa de mitílidos de bancos naturales (ton/ha) se obtuvo de prospecciones realizadas en 2003 (Informe Servicio País 2003), apoyado por pescadores artesanales de la zona. Para la estimación de biomasa de mitílidos de bancos naturales, se asumió que éstos cubren un 20% de la superficie del litoral del estuario delimitando su distribución a los primeros 20 m de la columna de agua. Con el fin de homogenizar los criterios de biomasa en el estuario, se estimó la biomasa total de bancos naturales y cultivo con respecto a la superficie total que posee el fiordo Reloncaví (16330.8ha). Esto implica que la capacidad de carga se estima, bajo el supuesto que los mitílidos son capaces de utilizar el alimento generado en toda el área del fiordo. Bajo este escenario se estima la biomasa que podría soportar todo el fiordo, por ende la superficie máxima de impacto. Por otra parte se estimó la capacidad de carga sobre el área en la que se distribuyen los cultivos de mitílidos. Esto implica que los mitílidos solo son capaces de usar los recursos (seston) que se encuentra entre la costa y la distancia máxima a la que se ubica el cultivo (en línea recta perpendicular a la costa). Se consideró una distancia de 220m, que representa la distancia máxima a la que se ubica el 80% de los centros de cultivo en el fiordo y equivale a una superficie de impacto de 3136 ha. Bajo esta aproximación se evaluó la superficie mínima de impacto. Las superficies fueron calculadas en base a la distribución norte de los cultivos de mitílidos hasta la boca del fiordo (Google-Earth) y calculada a partir de cartas IGM 1:50000. Para la uniformidad de todos los procesos evaluados se estandarizaron todas las biomásas y tasas a unidades de carbono.

Para la transformación de biomasa de mitílidos a carbono se consideró que de la masa total de un mitílido un 25.4% corresponde a carne (Arnaldo 1995) con un 83.6% de agua y un 16.4% peso seco (Arnaldo 1995). Para la transformación de peso seco a carbono

se utilizaron las estimaciones de Labarta et al. (2002). Para la estimación del carbono de la concha se calculó el peso de la concha menos el peso de la carne y se considero razón de $\text{CaCO}_3:\text{C}$ de 100:12. Para la transformación de biomasa a carbono de los restantes grupos del zooplancton y microzooplancton, NFH y bacterias se utilizaron las conversiones aplicadas en González et al. (2010).

Destino del detritus, del detritus generado por copépodos de pequeño y gran tamaño vía pellet fecales se determinó que solo el 20% logra traspasar los primeros 50m de la columna de agua, siendo exportados fuera del sistema, mientras que el restante 80% es remineralizado en la columna de agua (Kiørboe 2003). Para los pellet fecales de zooplancton gelatinoso carnívoro (sifonóforos, quetognatos y ctenóforos) y pequeños copépodos se asumió que el 10% es exportado y el 90% remineralizado tomando en consideración que la velocidades de sedimentación de pellets de estos organismos es un orden de magnitud inferior a la registrada por el zooplancton quitinoso de mayor tamaño (Dilling & Alldredge 1993, Giesecke et al. 2010), lo que aumenta su tiempo de residencia en la zona fótica y aumenta la probabilidad de ser remineralizado. Los pellet de mitílidos presentan tamaños entre 500 y 3000 μm lo que promueve una rápida sedimentación (864 m d^{-1} Miller et al. 2002) y por ende un eficiente mecanismo de exportación de carbono orgánico particulado (COP). Considerando una zona fótica de 25 m, es de esperar que el material fecal de los mitílidos sea exportado fuera de la zona fótica (25m) en ~40 minutos. A esta tasa de sedimentación la cantidad de carbono remineralizado es muy baja, por lo que se asumió de manera conservativa que el 80% es exportado mientras que el restante 20% es remineralizado en la zona fótica. La exportación de fitodetritus (agregados de fitoplancton) por otra parte es del 14% (González et al. 2000). Para peces clupeiformes se asumió una exportación del 20% del COP generado, mientras que para eufáusidos el 30% es exportado (Fowler & Small 1972). El carbono particulado eliminado como parte del proceso de ingestión de NFH, flagelados, ciliados, bacterias es remineralizado en su totalidad en la columna de agua.

Abundancia de organismos y tasas de ingestión, la abundancia de zooplancton, tasa de ingestión de copépodos, nanoflagelados heterotróficos (NFH) y microzooplancton fue

obtenida de los cruceros CIMAR-Fiordos 12 realizados en el fiordo de Reloncaví a bordo del AGOR “Vidal Gormaz” durante el 8 al 25 julio 2006 y del 4 al 12 de noviembre del 2006 (González et al. 2010). La biomasa de copépodos de pequeño tamaño y cladóceros es subestimada por el tipo de red utilizada (Red Tucker de 200 μ m trama) por lo que se aplicó un factor de corrección según lo propuesto por Gallienne & Robins (2001). La abundancia de bacterias, flagelados, NFH, ciliados fue obtenida desde los resultados de las campañas de muestreo realizadas en este estudio en los meses de agosto, octubre de 2008, febrero y mayo de 2009. Para ciliados se aplicó un factor de corrección (abundancia*1.57) para contrarrestar la subestimación de la abundancia generada debido a lisis celular causada por el fijador utilizado (Stoecker et al. 1994). La cuantificación del detritus total se determinó mediante la metodología estándar descrita en González et al. (2010), para estimar carbono orgánico particulado (COP) realizado previamente en el área de estudio. Esta metodología implica la cuantificación COP_{total} (0.7-200 μ m de tamaño) presente en la columna de agua por lo que se tuvo que sustraer la biomasa en términos de carbono del fitoplancton, bacterias, NFH y flagelados para obtener el seston total. Para la estimación del stock de carbono orgánico disuelto (COD) se asumió que este es 6 veces superior al COP (Paves & González 2008). La producción primaria y producción bacteriana secundaria se obtuvo a partir de la metodología descrita en González et al. (2010) a partir de las campañas de muestreo realizadas en este estudio durante los meses de agosto, octubre de 2008, febrero y mayo de 2009 e información obtenida del crucero CIMAR-fiordos 12. Todos los valores de biomasa y producción fueron promediados para ser incorporados dentro de los parámetros originales para la generación del modelo.

En los tres modelos, cuando fue necesario, se ajustaron los datos originales de biomasa, P/B, Q/B hasta lograr modelos de masa y energía balanceados. Cuando la respiración de algún grupo funcional fue negativa, se aumentó la tasa de ingestión hasta alcanzar $R > 0$. En aquellos casos en la que la EE de los grupos funcionales fue >20 , la biomasa de estos se incremento hasta lograr $EE < 20$. Cuando la EE fue > 1 (1-20), esta fue ajustada hacia una $EE \leq 0.996$ de acuerdo al criterio de optimización de ajuste de balance de masas propuesto por Kavanagh et al., (2004). La rutina de auto-balance utiliza el “pedigrí” (calidad de los datos, Tabla 36) de cada parámetro, restringiendo a ese intervalo de confianza las perturbaciones para lograr el ajuste de la EE. El auto-balance se realiza

empleando las ecuaciones (1) y (2) en la búsqueda del equilibrio entre la cantidad de energía y materia que ingresa y la que sale en cada uno de los grupos funcionales considerados. Para ajustar los modelos y obtener un balance de masa de todos, se forzaron cambios en B, P/B, Q/B y P/Q sin que se alterara el componente dietario de los grupos. Cualquier variación de DC que no esté ajustada a la realidad podría causar serias alteraciones en el flujo de energía llevando la dinámica trófica del sistema a un estado irreal, causando interpretaciones erradas de la salida del modelo. Se aplicaron distintos criterios de perturbación según las exigencias consideradas. Los ajustes en cada uno de los modelos fueron realizados de la siguiente manera:

1. Para el modelo I (estado actual del sistema)

Para el modelo I, la EE de quetognatos y copépodos chicos fue >20 por lo que la biomasa fue aumentada en 2x en pequeños copépodos (25.6 a 51.3 mg C m^{-2}) y en 1.5x en quetognatos (4 a 6 mg C m^{-2}). La baja representatividad de estos dos grupos en las muestras, debido a aspectos metodológicos no específicos para la captura, sustenta las modificaciones de este parámetro (metodología subestima la abundancia de esos grupos). Luego se ajustó la tasa de ingestión de las especies (apendicularios, bacterias, ciliados flagelados y NFH) que no presentaban un balance energético (respiración negativa). Para ello se aumentó la tasa de ingestión con la consecuente modificación de Q/B. La razón Q/B de apendicularios se modificó de 1.247 a 1.429 (se aumentó ingestión en 14%), ciliados de 1.135 a 1.509 (se aumentó ingestión en 33%) flagelados de 0.753 a 2.386 (se aumentó ingestión en 216%), NFH de 0.346 a 2.375 (se aumentó ingestión en 586%) y bacterias de 0.630 a 0.861 (se aumentó ingestión en 36%). Luego se realizó una rutina de balance de masas utilizando la siguiente configuración: 8000 iteraciones con un límite de perturbación de 3 veces el intervalo de confianza (CI), descenso gradual de 2% para B y 1% para P/B y Q/B manteniendo D/C constante. Una vez balanceado el modelo, al obtener una $EE \leq 0.996$, se verificó el balance energético de todos los componentes mediante una parametrización básica con el fin de evaluar la respiración bajo esta nueva configuración. Aquellos componentes que presentaron respiraciones negativas (flagelados, NFH y bacterias) se les ajustó Q/B mediante el incremento de la ingestión. El Q/B de flagelados se modificó de 1.67 a 2.396 (aumento ingestión de 43%), NFH de 2.407 a 2.428 (se aumentó ingestión en 0.8%) y bacterias de 0.861 a 1.376 (se aumentó ingestión en 59%). Finalmente se evaluó nuevamente el balance de masa de todos

los componentes para verificar los resultados de respiración los que resultaron levemente negativos para bacterias. Para ello se ajustó la ingestión en un 1% para ajustar Q/B y con ello obtener una respiración positiva. La salida del balance de masas fue luego evaluada para determinar la EE de cada uno de los componentes, aplicándose un leve incremento en la biomasa bacteriana (1%) para poder obtener una $EE \leq 0.996$. Durante todas las corridas del modelo se mantuvo constante la biomasa de mitílidos de bancos naturales y cultivo.

2. Forzamiento del modelo para determinar capacidad de carga ecológica

Para determinar la capacidad de carga ecológica se forzó el modelo balanceado, aumentando paulatinamente la biomasa de mitílidos de cultivo hasta el punto en que la eficiencia ecotrófica del detritus llega a 1, lo que involucra que la tasa de consumo del detritus es igual a la tasa de producción. Este escenario implica que no existe remanente de detritus disponible para ningún otro consumidor. Una vez alcanzado este nivel se realizó un balance de masas dentro del sistema, con el objeto de evaluar el potencial efecto que tendría este incremento de mitílidos sobre la biomasa de todos los componentes de la trama trófica. Para ello se mantuvieron todos los componentes dietarios (DC) y parámetros fisiológicos (Q/B y P/B) constantes. Para determinar la capacidad de carga productiva, se forzó el modelo hacia un incremento de mitílidos de cultivo, hasta el punto en que se logro una $EE=1$ para el fitoplancton. En este punto la EE de otros componentes como detritus ya sobrepasaron ampliamente la EE de 1 por lo que el sistema ya no estaría en equilibrio. Para la estimación de capacidad de carga sobre los primeros 220 m de la costa (área mínima de impacto) se realizó una corrida del modelo inicialmente balanceado. Para este caso se modificó la biomasa de mitílidos acorde a la nueva superficie de impacto, y se verificó el impacto que este tiene sobre la EE del detritus y fitoplancton.

Tabla 6. Intervalos de confianza estimados en base a valores de pedigrí. Los intervalos de confianza se presentan como porcentaje (\pm %) para cada Biomasa (B), producción/biomasa (P/B), consumo/biomasa (Q/B) y dieta. El valor promedio del índice de pedigrí es de 0.798 para los 16 grupos funcionales.

Grupos	B	P/B	Q/B	Dieta
Clupeiformes	30	20	20	50
Ctenóforos	10	40	40	30
Apendicularia	30	40	40	30
Sifonóforos	10	40	40	30
Eufáusidos	10	40	10	10
Quetognatos	10	40	40	30
Cladóceros	30	40	10	10
Copépodos gra.	10	40	10	10
Copépodos chi.	30	40	10	10
Ciliados	30	40	10	10
Fitoplancton	10	10	---	---
Flagelados	30	40	10	10
NFH	10	40	10	10
Bacterias	10	20	30	10
Mitílidos cultivo	10	40	20	30
Mitílidos bancos naturales	30	40	20	30

7. Objetivo específico N°7

“Diseñar, formular y proponer un sistema de calificación de capacidad de carga para las actividades antrópicas que confluyen en el estuario Reloncaví”.

El procedimiento metodológico para cumplir con este objetivo específico consideró:

- a) Revisión de la literatura relevante sobre clasificación / categorización oceanográfica de fiordos, en particular Farmer y Freeland (1983).
- b) Revisión de la literatura respecto a escalas de análisis y condiciones límites para la acuicultura (ECASA 2008 y FAO 2010).
- c) Revisión de los antecedentes oceanográficos y ambientales disponibles sobre el Fiordo Reloncaví, en particular los contenidos en los cruceros CIMAR Fiordos.
- d) Los resultados obtenidos en los objetivos específicos (1 a 6), cuyas metodologías respectivas ya han sido detalladas anteriormente en este informe. En particular:
 - La caracterización oceanográfica del Fiordo Reloncaví: batimetría, corrientes, zonas distintivas, variables críticas (objetivos específicos 1 a 5).
 - Los resultados de la evaluación de capacidad de carga productiva tanto para salmones como para mitílidos (objetivo específico 6)
- e) La información sobre actividades productivas de centros de cultivo y la situación ambiental de la acuicultura en el Fiordo Reloncaví fue obtenida desde los Informes Ambientales de esta actividad disponibles en el sitio web de la Subsecretaría de Pesca.
- f) Los objetivos, indicadores y umbrales de decisión considerados en la normativa ambiental vigente aplicada a las actividades de acuicultura (RAMA, DS 320 y sus modificaciones) y la Resolución acompañante 3612/2009).

RESULTADOS

1. *Objetivo específico N°1, N°2 y N°3*

1.1 Caracterización hidrodinámica (circulación e hidrografía) del área de estudio

La presente sección entrega los resultados obtenidos durante 4 campañas de mediciones oceanográficas realizadas en el estuario Reloncaví entre agosto de 2008 y junio de 2009, orientadas a estudiar la hidrografía, circulación y mezcla al interior del estuario.

Características hidrográficas del estuario Reloncaví

La figura 10 muestra la distribución de temperatura, salinidad, densidad, oxígeno disuelto y fluorescencia para agosto de 2008, noviembre de 2008 y febrero de 2009. En la parte 2 del Data Report relacionado a los datos de CTD se presentan las posiciones de las distintas estaciones, las profundidades alcanzadas en los distintos lances, la metodología empleada en el procesamiento de la información y los perfiles individuales de las distintas variables en cada estación. El estuario Reloncaví se caracteriza por presentar permanentemente una delgada capa de agua de muy baja salinidad que controla, en gran medida, la distribución vertical de la densidad. Durante los distintos períodos de observación esta capa (con densidad menor que 1020 kg m^{-3} y salinidades comúnmente $< 24 \text{ psu}$) se extendió a lo largo del estuario alcanzando máximas profundidades, no mayores que 8 m, en la cabeza del fiordo y no superior a los 5 m cerca de la boca. Durante el crucero de agosto la temperatura de la columna de agua fue relativamente homogénea. Esta fue ligeramente menor en la capa superficial ($\sim 8^\circ\text{C}$) incrementando con profundidad (10.6°C). Sin embargo, la temperatura superficial cambió significativamente entre invierno y verano, observándose valores superiores a 18°C en febrero. En contraste, la temperatura en la capa más profunda presentó pequeñas variaciones. El valor característico observado durante los tres períodos en esta capa, fue cercano a 10.6°C o ligeramente más cálido (10.8°C) bajo los 250 m en la zona cercana a la boca.

La distribución de temperatura en noviembre presentó una lengua de agua cálida, con un núcleo cercano a 13°C , ubicada inmediatamente por debajo de la capa de agua dulce más fría cerca de la superficie. Esta lengua crea una distribución vertical de temperatura particular, con un máximo entre 3 y 8 metros de profundidad. Si se interpreta esta

distribución de temperatura, junto con las observaciones de corrientes, la lengua de agua cálida estaría relacionada con agua que ingresa al fiordo inmediatamente por debajo del agua estuarina, que fluye en superficie desde el interior del fiordo hacia la boca (ver distribución de velocidades abajo).

La salinidad varía enormemente con la profundidad en la capa superficial. En noviembre de 2008 se observaron valores superficiales inferiores o cercanos a 4 en gran parte del estuario, mientras que en agosto y febrero la salinidad superficial fue cercana a 8. En los primeros metros de la columna de agua la salinidad cambia comúnmente de ~ 6 en superficie a ~ 28 en 5 m de profundidad, dando un gradiente vertical típico de $\sim 4.6 \text{ psu/m}^{-1}$, el cual corresponde a un gradiente de densidad cercano a 3.4 kg m^{-3} por metro ($\sim 3.4 \text{ kg m}^{-3} \text{ m}^{-1}$). Claramente este gradiente es mayor en algunas regiones. Por debajo de la capa superficial las variaciones de salinidad son relativamente pequeñas pero significativas. Bajo los 20 m la salinidad presentó valores cercanos a 32.2, aumentando hasta alcanzar valores superiores a 32.8 a profundidades mayores que 250 m cerca de la boca. Trabajos previos han reportado valores similares para el fiordo Reloncaví (e.g. Carrasco y Silva 2005, Clement et al. 2002). Cabe mencionar que estos valores de salinidad, aunque son relativamente bajos para agua de mar, ellos son típicos para esta región. Salinidades inferiores a 34 son características de las aguas oceánica subsuperficiales en la región del Seno de Reloncaví y Golfo de Ancud. La salinidad sólo supera los 34, cerca de la Boca del Guafo al sur de la Isla Grande de Chiloé.

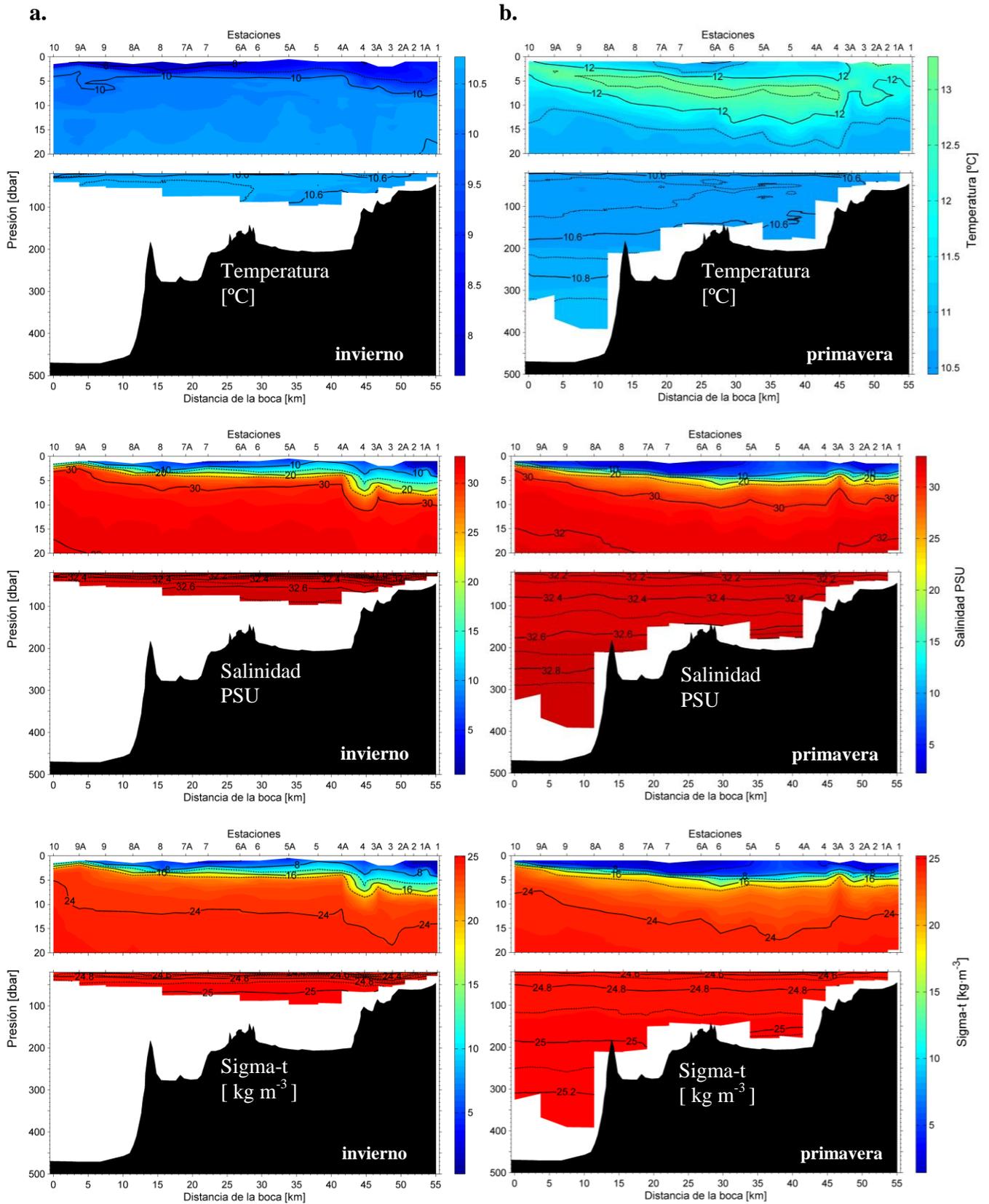


Figura 10. Distribución de temperatura, salinidad, densidad, oxígeno disuelto y fluorescencia a lo largo del fiordo Reloncaví para los periodos de agosto 2008 (invierno) (a), noviembre 2008 (primavera) (b), febrero 2009 (verano) (c) y junio 2009 (otoño) (d).

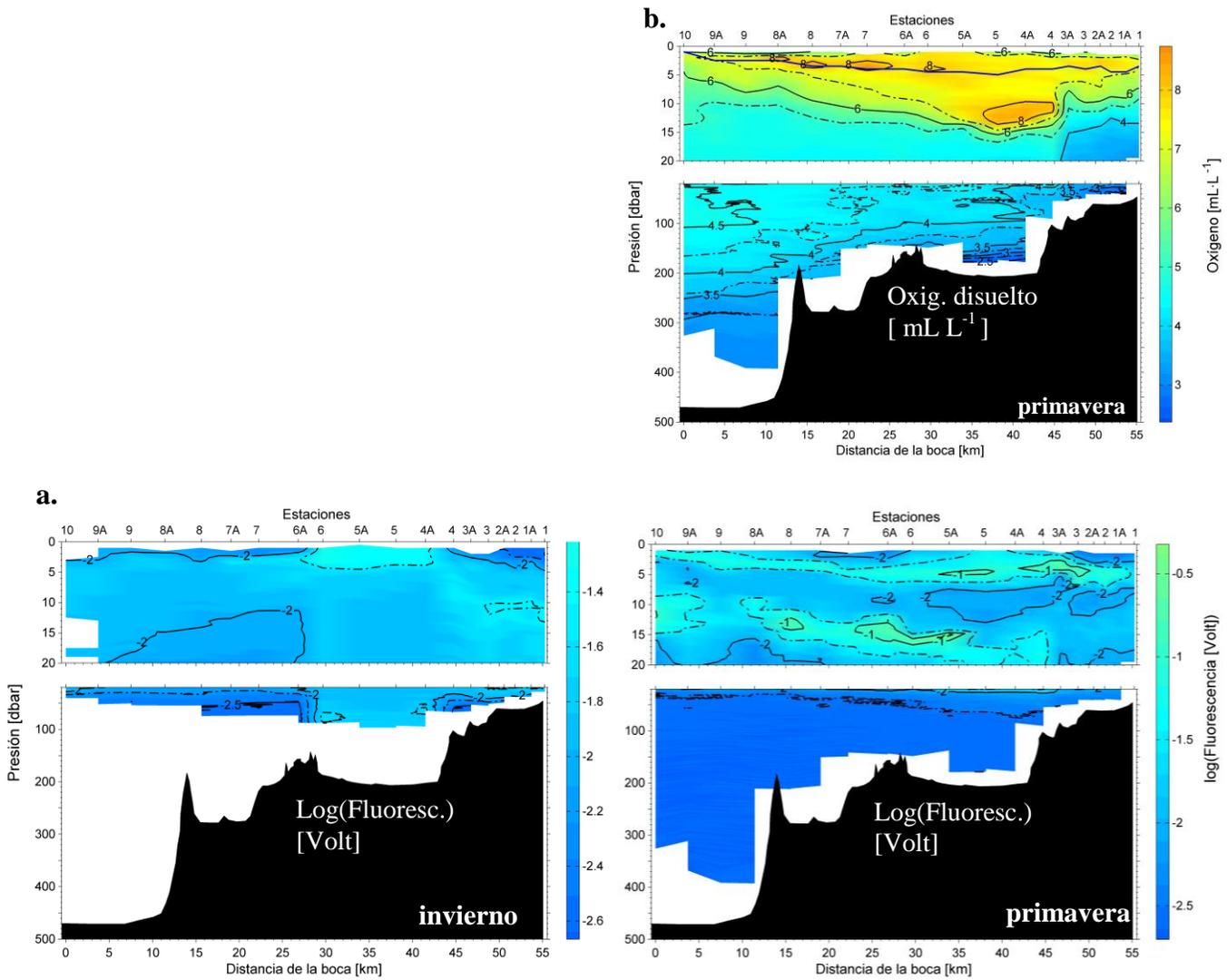


Figura 10 (continuación). Distribución de temperatura, salinidad, densidad, oxígeno disuelto y fluorescencia a lo largo del fiordo Reloncaví para los periodos de Agosto 2008 (invierno) (a), Noviembre 2008 (primavera) (b), Febrero 2009 (verano) (c) y Junio 2009 (otoño) (d).

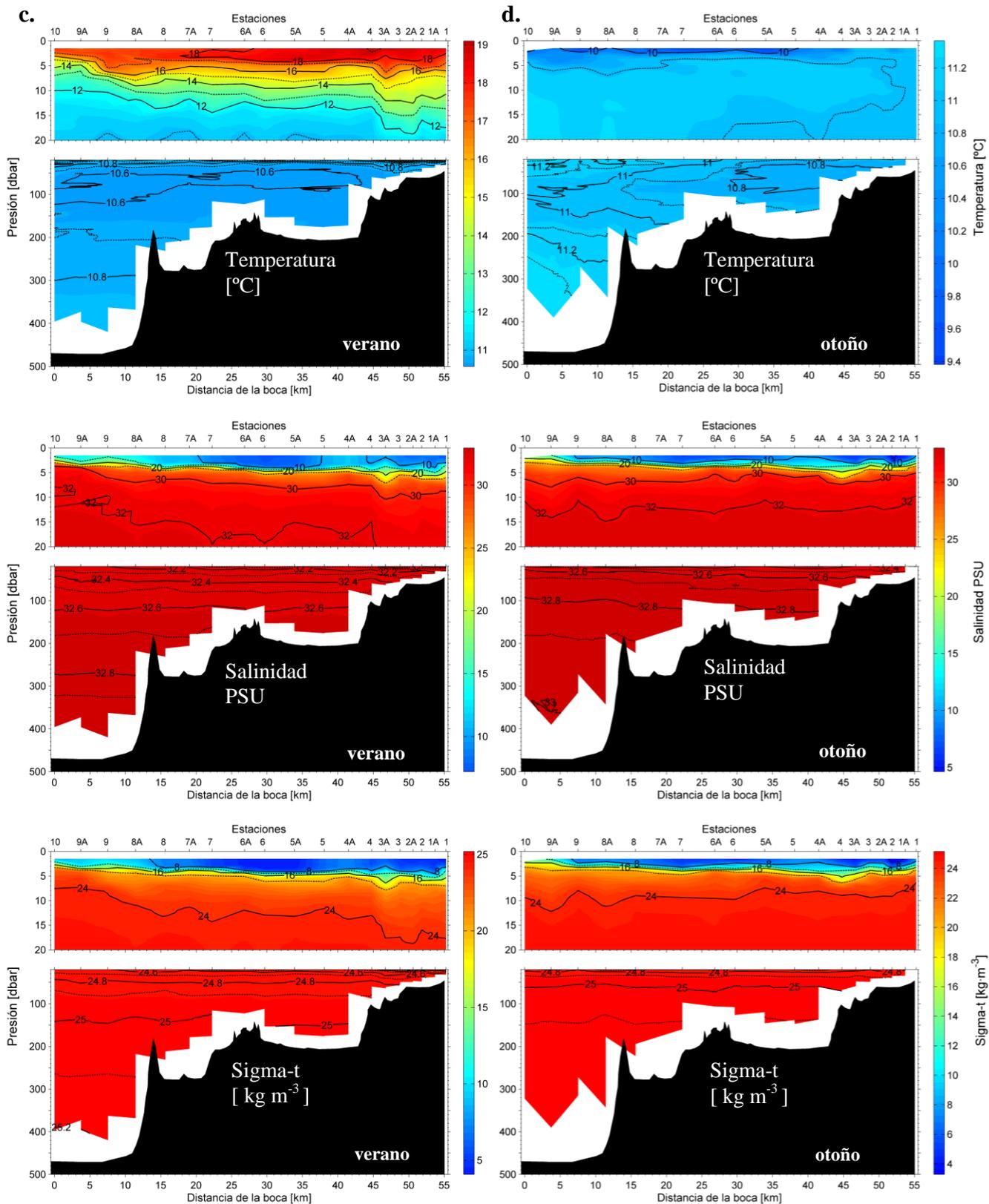


Figura 10 (continuación). Distribución de temperatura, salinidad, densidad, oxígeno disuelto y fluorescencia a lo largo del fiordo Reloncaví para los periodos de Agosto 2008 (invierno) (a), Noviembre 2008 (primavera) (b), Febrero 2009 (verano) (c) y Junio 2009 (otoño) (d).

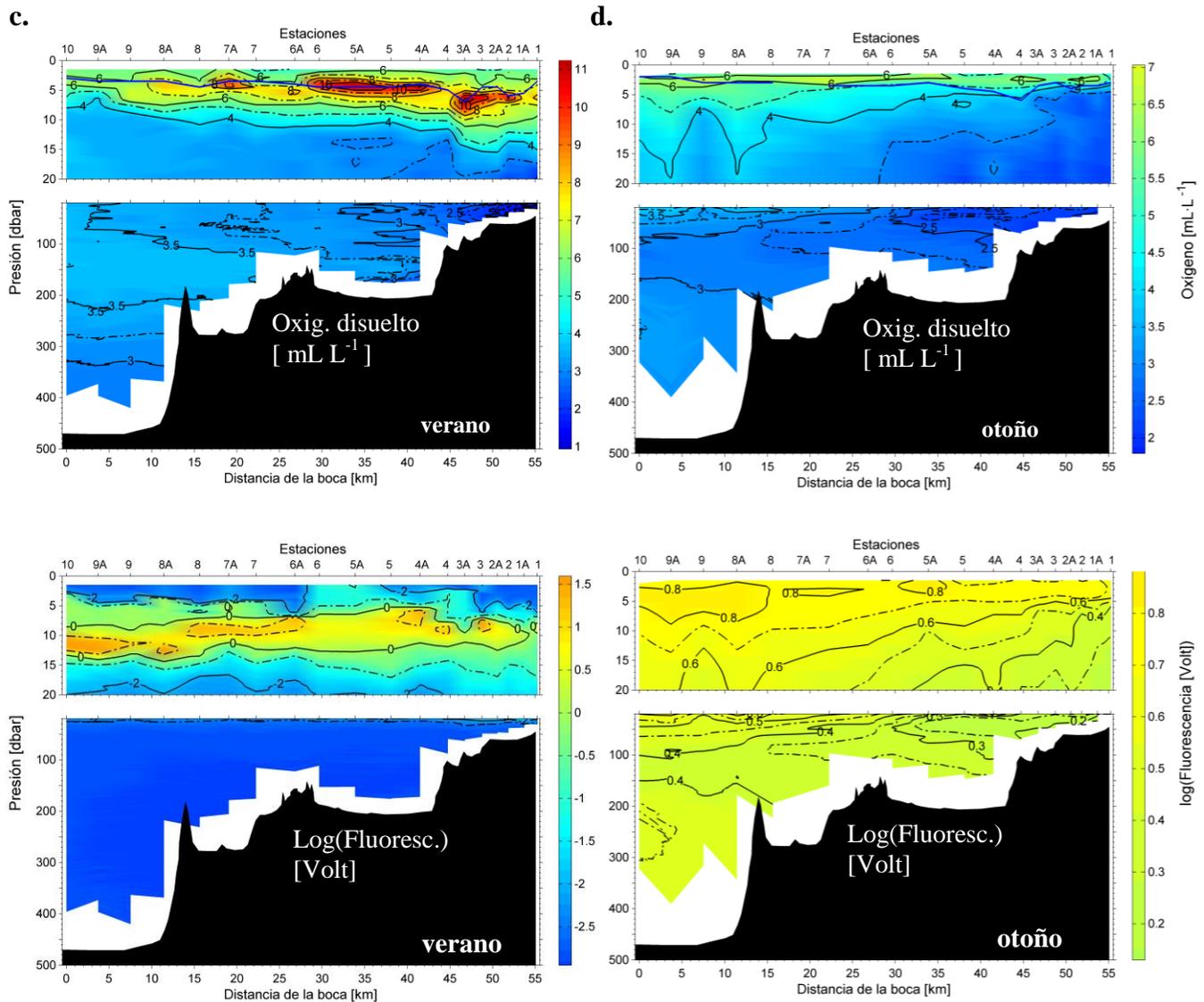


Figura 10 (continuación). Distribución de temperatura, salinidad, densidad, oxígeno disuelto y fluorescencia a lo largo del fiordo Reloncaví para los periodos de Agosto 2008 (invierno) (a), Noviembre 2008 (primavera) (b), Febrero 2009 (verano) (c) y Junio 2009 (otoño) (d).

La distribución de oxígeno en la capa superficial presentó un máximo ubicado inmediatamente bajo la superficie con valores superiores a 8 mL L^{-1} en noviembre y valores superiores a 9 en verano mientras que en la superficie misma los valores fluctuaron entre $6 - 7 \text{ mL L}^{-1}$ en noviembre y entre $5 - 6 \text{ mL L}^{-1}$ en febrero. Note que los máximos subsuperficiales de oxígeno podrían estar relacionados a los máximos subsuperficiales de fluorescencia, mostrados en los paneles inferiores. Lamentablemente, cuando se realizó la transecta longitudinal de invierno, no se dispuso de sensor de oxígeno durante todo el muestreo (ver sección correspondiente a la parte 2 del Data Report).

Bajo la capa superficial, la distribución vertical de oxígeno permite reconocer una capa intermedia ubicada entre 30 y 100 m de profundidad aproximadamente (o 200 m dependiendo de la profundidad total de la cuenca), en ella la concentración de oxígeno disuelto varía poco con profundidad. Sin embargo, ésta presenta un marcado gradiente horizontal entre la boca y la cabecera del Estuario, tanto en primavera como en verano. En primavera se observan valores cercanos a 4.5 mL L^{-1} en la sub-cuenca cercana a la boca y decrece hasta valores inferiores a 3 mL L^{-1} en la sub-cuenca cercana a la cabeza (cercanías de Ralún). En verano, los valores en esta capa varían de 3.5 mL L^{-1} en la boca, a valores inferiores a 2 mL L^{-1} cerca de Ralún (Fig. 10).

En la capa intermedia el oxígeno decrece gradualmente. Sin embargo, en la sub-cuenca cercana a la boca del estuario hay una abrupta disminución de oxígeno a 250 m de profundidad observada en el crucero de noviembre. Es interesante analizar en mayor detalle las características de esta sub-cuenca. Esta alcanza profundidades mayores a 450 m, que son superiores a las profundidades de las cuencas adyacentes hacia el seno del Reloncaví e incluso en el golfo de Ancud. Note que las máximas profundidades en la boca del seno Reloncaví, entre las islas Queullin y Pulluqui no superan los 300 m. Por otro lado, los máximos valores de salinidad observados cerca de 400 m fueron muy cercanos a 33 (32.998 a 412 m, la máxima profundidad que alcanzó el CTD en la estación 9A efectuada en noviembre de 2008). Es posible que durante invierno se produzcan eventos que favorezcan el ingreso de aguas más salinas desde el golfo de Corcovado. El aumento de la salinidad cerca de 50 m de profundidad observado en la boca del estuario durante agosto de 2008 e información del crucero CIMAR 12 efectuado en Julio de 2006, son consistente con esta idea (Fig. 11). Por otra parte, la rápida caída del oxígeno disuelto bajo los 250 m

(valores inferiores a 3.5 mL L^{-1} , observada en noviembre de 2008) y su progresiva disminución hacia el verano, refleja las características de semi-aislada de esta sub-cuenca y su posible ventilación durante los meses de invierno por el ingreso de agua con mayor densidad. Comparando la salinidad y la densidad de noviembre de 2008, con los valores observados durante el crucero CIMAR 12, se observa que durante el invierno de 2008 entró al fiordo Reloncaví agua con mayor salinidad que la observada en Julio de 2006. Esta agua, de mayor densidad se habría ubicado en la parte más profunda de la sub-cuenca que conforma la boca del estuario.

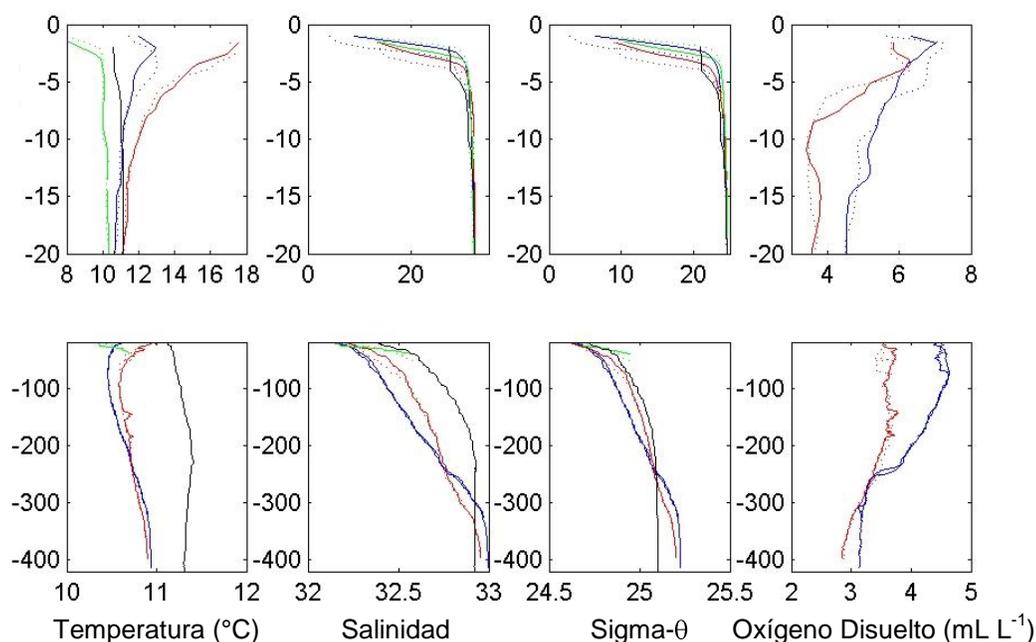


Figura 11. Temperatura, salinidad, densidad (sigma-teta) y oxígeno disuelto versus profundidad (en metros) en la cuenca Boca-Isla Marimeli (estaciones 9A, línea punteada y 10, línea continua) para agosto de 2008 (líneas verde), noviembre de 2008 (líneas azules) y febrero de 2009 (líneas rojas). Las líneas negras muestran mediciones tomadas en las cercanías de la boca del estuario durante el crucero CIMAR 12 en junio de 2006. La figura fue dividida en rangos de profundidad para apreciar con mayor claridad las variaciones en cada sub rango.

Descripción de las principales Sub-cuencas

Las características topográficas e hidrográficas permiten separar el estuario Reloncaví en 4 diferentes sub-cuencas (Fig. 12):

Ralún-Cochamó (longitud ~10 km). Esta sub-cuenca se ubica en la cabecera del fiordo. Se caracteriza por una profundidad que aumenta de aproximadamente 35 m en la cabecera a 110 m en su extremo sur, cerca de Cochamó, donde se une con la otra sub-cuenca. En esta zona el fiordo se angosta significativamente. El ancho característico es de solo 1.1 a 1.6 km. La temperatura bajo la capa superficial fue cercana a 10.6 - 10.8 °C, la salinidad 32.2 - 32.4 y el oxígeno fluctuó entre 2 y 3 mL L⁻¹. La principal fuente de agua dulce proviene del río Petrohué.

Cochamó-Puelo (longitud ~17 km). Esta sub-cuenca se extiende desde Cochamó; o la zona donde el fiordo reduce su ancho significativamente, hasta las cercanías de la desembocadura del río Puelo. Al igual que la sub-cuenca anterior, ésta sub-cuenca se orienta en una dirección aproximadamente Norte-Sur. Su profundidad típica en el eje del estuario fluctúa entre ~180 y ~195 m y su ancho típico es de 3 km. Recibe importantes aportes de agua dulce desde la sub-cuenca anterior, del río Cochamó y otros efluentes menores, incluyendo el aporte artificial que conecta el fiordo con el Lago Chapo. En la capa inferior la temperatura típica observada durante el estudio fue de 10.6°C. La salinidad fluctuó entre 32.2 y 32.6 siendo ligeramente mayor en invierno. El oxígeno en noviembre varió entre 3 y 4 mL L⁻¹, y fue cercano a 3 mL L⁻¹ en febrero de 2009.

Puelo-Isla Marimeli (longitud ~15 km). Esta sub-cuenca se extiende aproximadamente entre la desembocadura del río Puelo; donde el fiordo cambia de orientación, hasta la parte oeste de la isla Marimeli. La profundidad en esta cuenca es muy variable, presentando un mínimo relativo cercano a 140 m de profundidad a unos 4 km desde la desembocadura del río Puelo hasta ~270 m en las cercanías de la isla Marimeli. Su ancho fluctúa entre 2.3 y 4.2 km y contiene en su parte exterior la isla Marimeli que reduce significativamente la sección transversal del fiordo. El aporte principal de agua dulce proviene justamente del río Puelo, de las otras sub-cuencas indicadas anteriormente y de una serie de efluentes menores. Los valores de salinidad y temperatura son similares a los observados en la cuenca anterior,

mientras que el oxígeno tuvo valores ligeramente mayores (3.5 mL L⁻¹) durante noviembre de 2008.

Isla Marimeli- Boca (longitud ~14 km). Esta sub-cuenca se extiende aproximadamente desde la parte oeste de la isla Marimeli hasta la boca del Estuario. Su profundidad es mayor que la de las otras sub-cuencas, variando entre 400 y 450 m aproximadamente. Su ancho varía entre ~2.2 y ~4.5 km. El principal aporte de agua dulce proviene de la sub-cuenca anterior. Sobre los 250 m de profundidad, los valores de temperatura, salinidad y oxígeno disuelto son similares a los observados en las otras sub-cuencas. Sin embargo, bajo los 250 m de profundidad se presenta una región relativamente aislada. En ella, la salinidad aumenta y el oxígeno disuelto decae rápidamente con la profundidad.

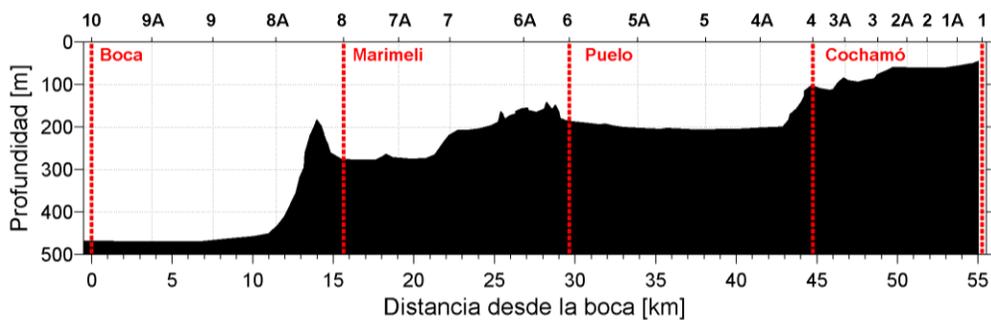


Figura 12. Batimetría a lo largo del fiordo Reloncaví con las diferentes sub-cuencas que la componen.

Circulación y variabilidad de las corrientes

Las corrientes mostraron un patrón de circulación típico para estuarios profundos, conocido como circulación de boyantes (o circulación estuarina). En el caso del Fiordo Reloncaví, esta circulación está compuesta por un flujo superficial hacia la boca del estuario, usualmente restringido a una delgada capa cercana a la superficie, cuyo ancho abarcó los primeros 5 a 8 m, y un flujo opuesto inmediatamente por debajo de la capa superficial. Este flujo también se presenta en una capa bien definida, pero su espesor es variable y depende, en mayor medida, de la profundidad del sector. Particularmente, las

mediciones de corriente realizadas con ADCP anclado, mostraron que la capa superficial tuvo un espesor cercano a 8 m en Cochamó, disminuyendo a 6 m en Puelo y 5 m en la boca (Tablas 6, 7 y 8). La corriente promedio fue más intensa en la boca ($> 13 \text{ cm s}^{-1}$), mientras que en Cochamó y Puelo su valor fue menor a 11 cm s^{-1} . Las corrientes medias hacia el interior del estuario fueron mucho menores a las observadas en la capa superficial, en general, no superaron los 10 cm s^{-1} con un promedio cercano a 1 cm s^{-1} . La variabilidad observada en las corrientes de la capa superficial está relacionada con el flujo de agua dulce y eventualmente por el esfuerzo del viento que actúa sobre la superficie del estuario. Por otro lado, las corrientes sub-superficiales mostraron un mayor efecto relativo de la marea, especialmente entre los 30-100 m de profundidad en la estación (o anclaje) cercano a Puelo.

Mediciones Lagrangianas realizadas con derivadores superficiales y subsuperficiales en agosto de 2008 fueron consistentes con el patrón de circulación estuarino mencionado anteriormente. Todos los derivadores superficiales (a 0.5 m de profundidad) se dirigieron rápidamente hacia la boca, en tanto que a 5 m de profundidad los derivadores se dirigieron hacia el interior del estuario (ver figuras en Data Report 3 Sección II, Mediciones Lagrangianas).

Además de las mediciones de corriente realizadas con los equipos (ADCPs) anclados, se efectuaron mediciones con ADCP montado al costado de la embarcación siguiendo una transecta longitudinal (a lo largo del eje del fiordo) que se extendió desde la boca hasta la cabeza, y en 3 (o 4) transectas transversales a lo ancho del fiordo (el detalle de las diferentes mediciones realizadas con ADCP-M es presentado en la parte 4 del Data Report). Estas mediciones permitieron obtener una visión espacial y temporal de las corrientes de la zona de estudio. Además, ellas pueden ser visualizadas en tiempo real durante la navegación, y a diferencia de los instrumentos anclados, permiten cubrir amplias regiones del estuario. A partir de un conjunto de mediciones repetidas en una misma transecta transversal, fue posible separar la componente de la corriente relacionada a la marea del flujo residual.

A diferencia de las transectas transversales, la transecta realizada a lo largo del fiordo no fue repetida para distintas fases de la marea (dada la extensión del fiordo, esta transecta se completó en 12 horas aproximadamente, extendiéndose desde la boca hasta la cabeza del fiordo). A medida que se efectuaron estas mediciones la fase de la marea cambió

y no fue posible extraer directamente de estos datos una corriente residual. Por esta razón, esta información debe ser interpretada cuidadosamente en conjunto con la fase de la marea en la cual fueron registradas las observaciones. No obstante lo anterior, es posible reconocer patrones que son consistentes con las observaciones ancladas y con las corrientes residuales estimadas en las transectas transversales (ver por ejemplo Figuras 4.1.1., 4.2.1 y 4.3.1. de la parte 4 del Data Report) Esta transecta también muestra un flujo predominante hacia la boca en superficie, y un flujo hacia el interior bajo la capa superficial. Una característica importante que se observa en las distintas transectas longitudinales es la intensificación de las corrientes en regiones donde la topografía varía abruptamente a lo largo del fiordo.

Las corrientes residuales observadas en las distintas transectas transversales son muy consistentes con las observaciones obtenidas en los equipos anclados. Es decir aparece un marcado flujo hacia fuera del fiordo en la capa superficial y un flujo inverso a mayor profundidad. En general, la intensidad de las corrientes sub-superficiales, muestran con mayor claridad un ciclo asociado a las mareas, con corrientes más intensas durante periodos cercanos a sicigia (ver Figuras 4.2.1 y 4.3.1 en el Data Report 4 correspondiente a ADCP remolcado) y menos intensas durante cuadratura (Figura 4.1.1, Data Report). Las mediciones a lo ancho realizadas en los sectores de Cochamó, Puelo, isla Marimeli y cerca de la Boca (Fig. 2) fueron efectuadas en periodos de 12 o 24 horas tanto en los periodos de invierno como de verano (excepto en isla Marimeli), la extensión de estas mediciones permitió extraer la señal semi-diurna y diurna de las corrientes en las distintas transectas obteniendo las corrientes residuales para cada sector. Estas corrientes fueron espacialmente consistentes a lo largo del estuario, con una asimetría del flujo en la dirección transversal. Típicamente, las corrientes presentaron un máximo y alcanzaron mayor profundidad en el lado izquierdo del fiordo, cuando se mira en la dirección del flujo. Esto sugiere una importante influencia de la rotación terrestre en la dinámica submareal del fiordo. Estas corrientes residuales registraron intensidades cercanas a 10 cm s^{-1} durante agosto. Sin embargo, la estructura se ve parcialmente modificada en febrero, cuando se registraron intensidades ligeramente mayores que en invierno.

Basados en las observaciones realizadas con ADCPs anclados y montados en la embarcación se confeccionó un esquema de la circulación en el estuario Reloncaví. Este esquema resume los principales comentarios indicados anteriormente (Fig. 13).

Aunque el estuario muestra un patrón de circulación bien definido, existen importantes variaciones de baja frecuencia (sub-inerciales y sub-mareales) que están estrechamente relacionadas con variaciones en los vientos, cambios significativos en el aporte de agua dulce y perturbaciones que pueden generarse en la parte exterior del estuario. Un estudio detallado de estas fluctuaciones y su dinámica se encuentra actualmente en desarrollo. Algunos resultados fueron presentados en el Congreso de Ciencias del Mar del año 2009 y serán dados a conocer prontamente en una publicación científica. Figuras con el detalle de las series de corrientes ancladas y las variables meteorológicas se presentan en la parte 3 del Data Report, dedicada a series de tiempo, mientras que los resultados obtenidos con ADCP montado en la embarcación se presentan en la parte 4 del Data Report.

Simbología

corrientes

0 m ———

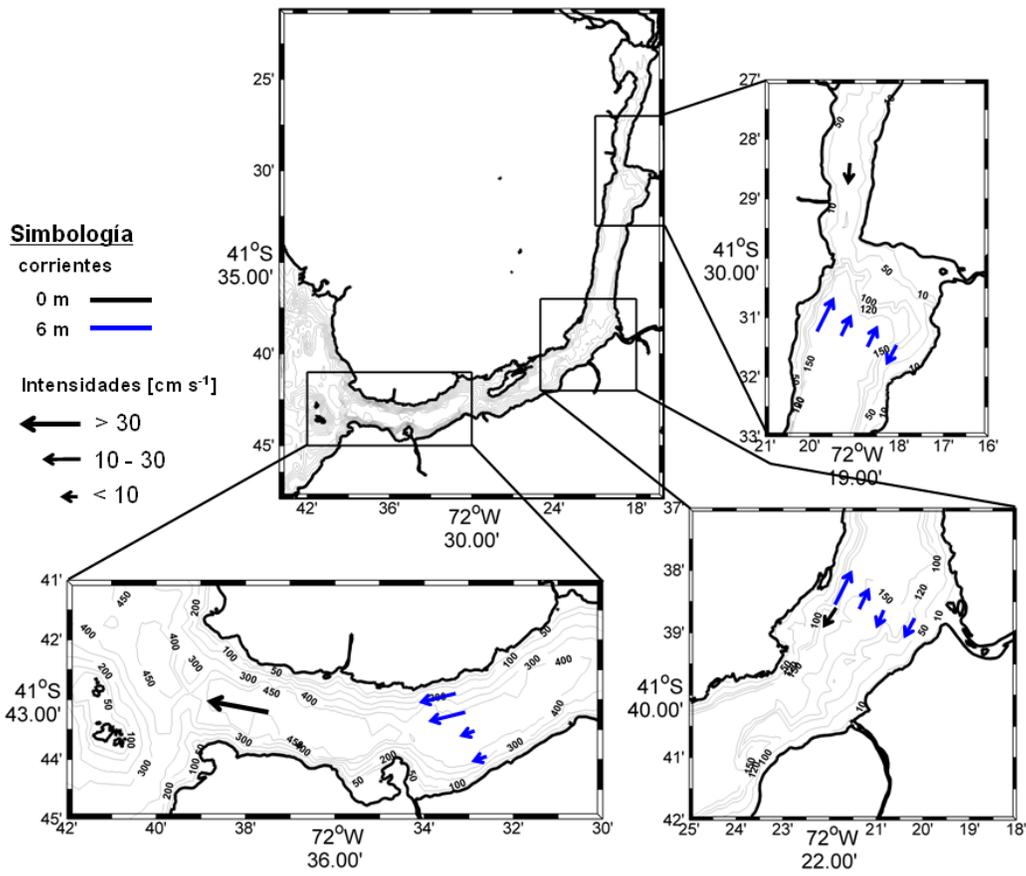
6 m ———

Intensidades [cm s^{-1}]

← > 30

← 10 - 30

← < 10



Simbología

corrientes

100 m ———

Fondo ———

Intensidades [cm s^{-1}]

← > 30

← 10 - 30

← < 10

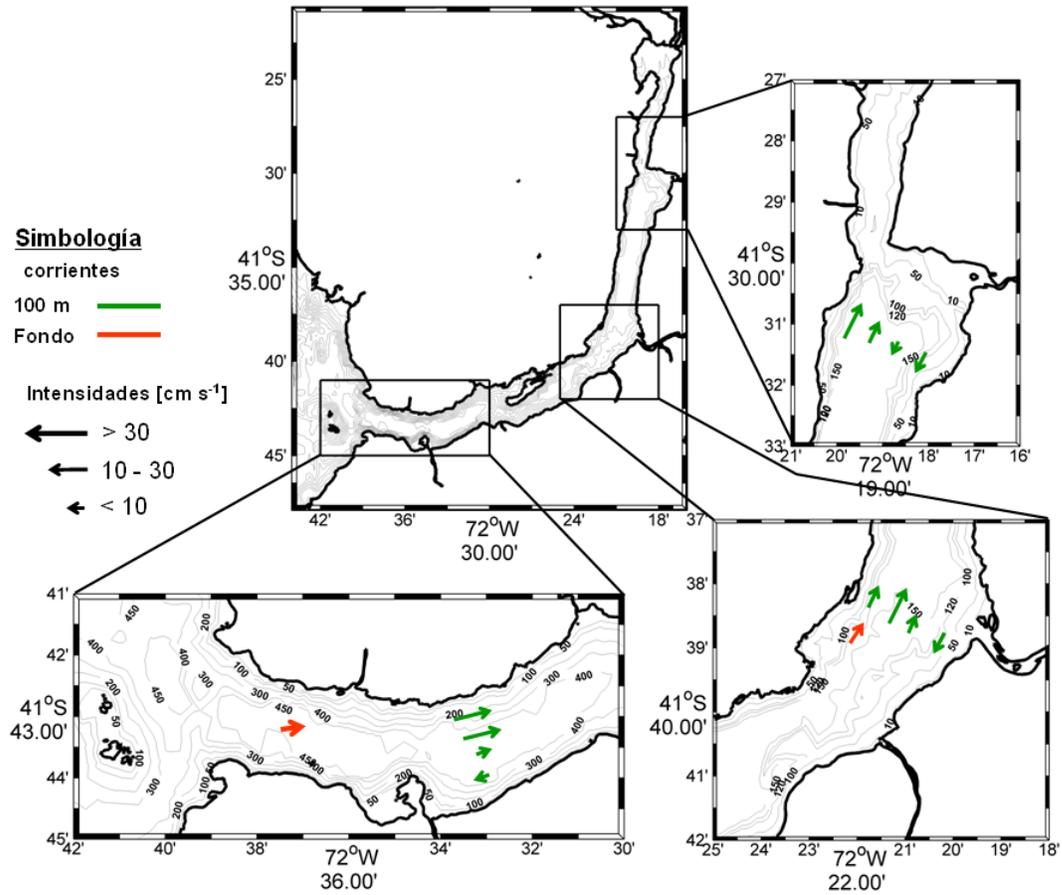


Figura 13. Esquema de la circulación superficial (arriba) y sub-superficial (abajo) en el estuario Reloncaví. El esquema fue construido utilizando información de instrumentos anclados (ADCPs) durante el período agosto y noviembre de 2008 y mediciones con ADCP montado en la embarcación durante agosto y noviembre de 2008 y febrero de 2009. Las mediciones con ADCP montado en la embarcación no siempre permitieron resolver adecuadamente la delgada capa superficial de agua relativamente dulce, por eso se muestran solo mediciones a 6 m de profundidad. A esta profundidad el flujo puede invertirse (ver tablas con las estadísticas de las corrientes ancladas y gráficos de series de tiempo en la parte 3 del Data Report).

Tabla 6. Estadística de las Corrientes en Cochamó. $|\overline{v}|$, $|v|_{\max}$, $|v|_{\text{std}}$, \bar{u} , u' , \bar{v} , v' , $u'v'$, K_e y N son magnitud media, magnitud máxima, desviación estándar de la magnitud; promedio, desviación estándar y co-varianza de las componentes normal (u) y paralela (v) al eje del fiordo, energía cinética y el número de datos.

Profundidad (m)	$ \overline{v} $ (cm/s)	$ v _{\max}$ (cm/s)	$ v _{\text{std}}$ (cm/s)	\bar{u} (cm/s)	u' (cm/s)	\bar{v} (cm/s)	v' (cm/s)	$u'v'$ (cm ² /s ²)	K_e (cm ² /s ²)	N
1	6.10	85.40	8.16	-0.16	3.42	-1.92	9.40	2.89	49.99	2633
2	18.17	98.30	13.77	0.09	5.95	-10.33	19.43	18.69	206.49	7539
3	15.09	96.18	11.19	0.44	5.19	-7.87	16.25	4.39	145.43	10516
4	12.73	90.21	10.01	0.23	4.87	-7.02	13.75	3.80	106.42	10516
5	11.72	87.61	9.59	-0.20	4.67	-6.06	13.06	6.90	96.20	10627
6	10.65	74.81	9.35	-0.53	4.44	-4.27	12.75	8.19	91.15	10670
7	9.32	77.71	8.28	-0.56	3.97	-2.30	11.58	3.24	74.91	10703
8	8.16	65.70	6.88	-0.55	3.49	-0.45	10.07	-1.74	56.74	10717
9	7.44	63.70	6.00	-0.67	3.17	0.92	8.95	-4.19	45.05	10576
10	7.24	46.00	5.54	-0.98	2.94	1.92	8.36	-4.58	39.28	9356
11	7.28	42.52	5.44	-1.20	2.81	2.47	8.19	-5.32	37.52	7649
12	7.83	41.80	5.57	-1.62	2.79	3.06	8.52	-4.94	40.18	5197
13	8.34	34.50	5.61	-2.07	2.78	4.03	8.53	-3.77	40.25	2887
14	8.57	29.30	5.53	-2.68	2.60	5.90	7.44	-2.32	31.00	1142
15	8.86	19.90	4.78	-3.84	2.48	7.51	4.92	-6.09	14.84	47

Tabla 7. Estadística de las Corrientes en Puelo. $|\bar{v}|$, $|v|_{\max}$, $|v|_{\text{std}}$, \bar{u} , u' , \bar{v} , v' , $u'v'$, K_e y N son magnitud media, magnitud máxima, desviación estándar de la magnitud; promedio, desviación estándar y co-varianza de las componentes normal (u) y paralela (v) al eje del fiordo, energía cinética y el número de datos.

Profundidad (m)	$ \bar{v} $ (cm/s)	$ v _{\max}$ (cm/s)	$ v _{\text{std}}$ (cm/s)	\bar{u} (cm/s)	u' (cm/s)	\bar{v} (cm/s)	v' (cm/s)	$u'v'$ (cm ² /s ²)	K_e (cm ² /s ²)	N
1.5	21.64	66.40	13.14	-2.96	11.34	-4.74	21.96	92.81	304.79	498
2.0	16.87	63.52	10.54	-1.35	8.26	-8.52	15.91	16.37	160.65	3576
2.5	15.97	67.93	10.05	-1.56	6.60	-10.56	14.10	6.26	121.09	5564
3.0	19.14	74.61	11.22	-1.41	7.89	-13.45	15.71	-6.44	154.51	5858
3.5	17.92	72.64	10.54	-1.05	8.09	-11.77	15.07	-12.59	146.32	5898
4.0	14.98	64.77	9.33	-1.07	7.31	-8.26	13.73	-9.58	120.95	5908
4.5	12.92	61.99	8.52	-1.11	6.38	-5.43	12.96	-5.27	104.36	5894
5.0	11.67	56.15	8.09	-0.92	5.71	-3.52	12.49	-3.84	94.21	5888
5.5	10.84	52.73	7.83	-0.73	5.15	-1.95	12.16	-4.34	87.17	5876
6.0	10.49	57.96	7.90	-0.60	4.81	-0.58	12.19	-7.59	85.87	5890
6.5	10.34	53.83	8.02	-0.50	4.57	0.39	12.24	-9.95	85.39	5895
7.0	10.29	57.28	8.16	-0.50	4.51	1.06	12.28	-11.48	85.61	5911
7.5	10.22	60.56	8.13	-0.55	4.40	1.51	12.19	-12.13	83.98	5916
8.0	10.05	58.22	7.96	-0.55	4.33	1.73	11.93	-11.41	80.57	5916
8.5	9.79	57.84	7.72	-0.48	4.32	1.72	11.56	-10.13	76.11	5918
9.0	9.46	58.34	7.28	-0.33	4.23	1.60	11.04	-9.17	69.84	5918
9.5	9.08	55.50	6.82	-0.19	4.13	1.43	10.48	-8.37	63.41	5918
10.0	8.65	50.79	6.36	-0.16	4.01	1.26	9.88	-7.07	56.82	5918
10.5	8.28	47.26	5.93	-0.14	3.93	1.14	9.33	-5.97	51.20	5918
11.0	7.99	47.27	5.53	-0.16	3.85	1.04	8.86	-4.85	46.69	5918
11.5	7.75	44.51	5.22	-0.05	3.79	0.95	8.49	-3.99	43.21	5919
12.0	7.58	42.39	5.03	0.02	3.75	0.85	8.25	-3.36	41.03	5919
12.5	7.42	42.00	4.85	0.06	3.73	0.78	8.01	-3.15	39.02	5919
13.0	7.27	40.26	4.67	0.10	3.65	0.72	7.80	-2.76	37.06	5919
13.5	7.13	37.17	4.48	0.07	3.57	0.68	7.59	-1.88	35.19	5920
14.0	6.98	35.36	4.35	0.12	3.50	0.65	7.42	-0.98	33.62	5920
14.5	6.85	29.76	4.22	0.08	3.48	0.60	7.23	-0.74	32.18	5920
15.0	6.67	29.40	4.06	0.11	3.38	0.53	7.02	-0.40	30.36	5920
15.5	6.52	27.72	3.93	0.12	3.30	0.49	6.85	0.03	28.89	5920
16.0	6.40	25.49	3.85	0.09	3.29	0.48	6.69	0.02	27.79	5920
16.5	6.29	24.06	3.75	0.09	3.23	0.46	6.56	0.04	26.70	5920
17.0	6.23	25.63	3.67	0.16	3.20	0.44	6.47	0.15	26.03	5920
17.5	6.13	24.54	3.61	0.19	3.17	0.46	6.35	0.28	25.19	5920
18.0	6.01	23.30	3.49	0.25	3.10	0.39	6.20	0.43	24.01	5920
18.5	5.96	21.41	3.47	0.27	3.12	0.37	6.13	0.96	23.68	5919
19.0	5.91	22.80	3.42	0.27	3.08	0.35	6.07	1.16	23.18	5920
19.5	5.82	21.90	3.41	0.26	3.04	0.36	6.01	1.24	22.65	5920
20.0	5.81	22.05	3.39	0.20	3.03	0.37	5.99	1.53	22.54	5920
20.5	5.76	22.01	3.37	0.16	3.01	0.39	5.94	1.50	22.18	5920
21.0	5.75	23.02	3.34	0.17	3.06	0.46	5.88	1.83	21.98	5920
21.5	5.75	20.69	3.31	0.19	3.01	0.45	5.90	1.69	21.92	5920
22.0	5.68	20.90	3.31	0.17	2.96	0.49	5.85	1.63	21.46	5920
22.5	5.67	22.81	3.29	0.17	2.92	0.55	5.84	1.48	21.32	5920
23.0	5.66	21.36	3.29	0.17	2.93	0.53	5.83	1.57	21.29	5920
23.5	5.70	21.34	3.25	0.11	2.95	0.57	5.83	1.62	21.37	5920
24.0	5.68	21.64	3.26	0.10	2.94	0.60	5.82	1.37	21.27	5807
24.5	5.69	20.97	3.24	0.15	2.91	0.58	5.83	1.52	21.24	5439
25.0	5.68	22.91	3.26	0.20	2.90	0.60	5.84	1.74	21.22	5005
25.5	5.64	23.69	3.23	0.34	2.88	0.67	5.78	1.81	20.87	4494
26.0	5.62	24.01	3.26	0.42	2.87	0.71	5.77	1.67	20.77	3891

Tabla 7. Estadística de las corrientes en Puelo (continuación)

Profundidad (m)	$ \bar{v} $ (cm/s)	$ v _{\max}$ (cm/s)	$ v _{\text{std}}$ (cm/s)	\bar{u} (cm/s)	u' (cm/s)	\bar{v} (cm/s)	v' (cm/s)	$u'v'$ (cm ² /s ²)	K_e (cm ² /s ²)	N
35	3.97	9.80	1.95	-1.43	2.12	1.07	3.46	0.75	8.19	197
40	4.96	17.40	2.93	-0.33	1.74	0.83	5.42	-0.29	16.23	10779
45	5.00	17.09	3.00	-0.26	1.78	0.88	5.48	-0.85	16.57	11793
50	5.06	17.70	3.04	-0.27	1.84	0.88	5.54	-1.27	17.04	11765
55	5.19	24.20	3.12	-0.25	1.90	0.83	5.68	-1.74	17.95	11743
60	5.30	23.00	3.25	-0.25	1.97	0.72	5.85	-2.13	19.07	11703
65	5.41	27.50	3.41	-0.31	2.07	0.63	6.01	-2.60	20.19	11695
70	5.53	24.70	3.53	-0.42	2.18	0.58	6.14	-2.99	21.25	11695
75	5.65	25.80	3.62	-0.51	2.33	0.61	6.25	-3.54	22.23	11702
80	5.82	23.50	3.71	-0.64	2.48	0.65	6.38	-4.42	23.42	11725
85	5.96	25.40	3.82	-0.71	2.62	0.77	6.49	-4.78	24.49	11773
90	6.22	24.94	4.05	-0.79	2.80	0.86	6.78	-5.56	26.87	11792
95	6.51	29.30	4.23	-0.84	3.00	0.91	7.05	-6.34	29.36	11815
100	6.81	29.50	4.42	-0.97	3.17	0.84	7.36	-6.78	32.12	11814
105	7.04	36.80	4.56	-1.10	3.20	0.73	7.64	-7.45	34.30	11822
110	7.24	30.94	4.72	-1.21	3.17	0.64	7.92	-7.74	36.44	11819
115	7.34	37.60	4.85	-1.34	3.14	0.58	8.09	-7.64	37.63	11794
120	7.46	32.55	4.95	-1.40	3.16	0.50	8.25	-7.67	38.99	11738
125	7.67	37.70	5.07	-1.36	3.19	0.38	8.51	-8.41	41.27	11654
130	7.80	35.00	5.16	-1.37	3.14	0.22	8.70	-9.44	42.79	11506
135	7.94	36.60	5.22	-1.38	3.08	-0.02	8.88	-9.61	44.20	11256
140	8.04	38.50	5.22	-1.34	3.02	-0.32	9.00	-10.02	45.04	10856
145	7.95	33.30	5.15	-1.20	3.00	-0.52	8.88	-9.89	43.97	10420
150	8.15	35.40	5.29	-1.38	3.07	0.76	9.08	-10.32	45.91	6652

Tabla 8. Estadística de las Corrientes en la Boca. La notación es similar a las tablas anteriores.

Profundidad (m)	$ \bar{v} $ (cm/s)	$ v _{\max}$ (cm/s)	$ v _{\text{std}}$ (cm/s)	\bar{u} (cm/s)	u' (cm/s)	\bar{v} (cm/s)	v' (cm/s)	$u'v'$ (cm ² /s ²)	K_e (cm ² /s ²)	N
1	58.70	184.90	46.49	2.09	15.31	-36.92	63.29	-159.70	2119.09	2115
2	29.86	89.79	16.85	1.91	7.02	-25.37	21.89	-11.30	264.24	4840
3	19.71	83.05	12.06	1.50	5.88	-13.52	17.73	-17.90	174.46	7558
4	15.45	71.34	10.35	0.95	5.72	-5.41	16.82	-28.98	157.84	7851
5	14.48	66.30	10.13	0.39	5.35	-0.71	16.83	-29.25	155.84	7512
6	13.79	59.04	10.32	-0.00	4.96	1.93	16.39	-25.85	146.53	6391
7	12.91	57.98	10.14	-0.11	4.81	2.44	15.50	-22.34	131.73	4863
8	11.29	55.16	9.07	-0.12	4.71	1.51	13.61	-17.14	103.72	3189
9	8.58	45.20	5.88	-0.40	4.42	-0.75	9.37	-12.13	53.66	1547
10	6.69	32.40	4.88	-0.48	4.12	-0.31	7.17	-8.72	34.14	371

Profundidad (m)	$ \bar{v} $ (cm/s)	$ v _{\max}$ (cm/s)	$ v _{\text{std}}$ (cm/s)	\bar{u} (cm/s)	u' (cm/s)	\bar{v} (cm/s)	v' (cm/s)	$u'v'$ (cm ² /s ²)	K_e (cm ² /s ²)	N
30	6.89	43.72	4.89	-0.18	3.46	2.20	7.38	-0.37	33.25	5971
40	5.67	31.98	3.74	-0.20	2.91	1.93	5.83	-2.71	21.22	6059
50	5.60	31.37	3.65	-0.23	2.84	1.75	5.79	-2.68	20.79	6166
60	5.60	27.57	3.62	-0.17	2.89	1.51	5.81	-2.74	21.08	6301
70	5.54	30.04	3.64	-0.18	3.01	1.24	5.78	-3.77	21.21	6389
80	5.33	28.29	3.59	-0.16	2.83	0.88	5.70	-3.78	20.24	6424
90	5.24	31.48	3.48	-0.04	2.68	0.44	5.67	-3.13	19.68	6450
100	5.27	29.80	3.41	-0.01	2.70	-0.06	5.67	-2.54	19.72	6447
110	5.35	27.65	3.42	0.09	2.69	-0.35	5.74	-2.32	20.08	6445
120	5.34	25.85	3.40	0.13	2.59	-0.59	5.75	-2.34	19.85	6455
130	5.36	22.64	3.32	0.06	2.52	-0.79	5.73	-2.01	19.56	6465
140	5.34	21.44	3.25	0.03	2.50	-0.95	5.65	-1.55	19.11	6459
150	5.35	23.01	3.20	-0.05	2.50	-1.00	5.62	-0.74	18.90	6470
160	5.29	18.89	3.19	-0.07	2.33	-1.06	5.62	-0.87	18.50	6472
170	5.16	21.44	3.20	0.03	2.25	-0.90	5.57	-0.69	18.02	6474
180	5.17	27.57	3.24	0.12	2.37	-0.81	5.56	-0.46	18.26	6474
190	5.08	22.73	3.16	0.15	2.41	-0.65	5.44	-0.19	17.70	6474
200	4.85	18.96	2.95	0.09	2.33	-0.56	5.15	-0.21	15.97	6475
210	4.79	19.09	2.87	0.03	2.32	-0.36	5.07	-0.49	15.53	6475
220	4.82	19.16	2.91	0.03	2.42	-0.38	5.08	-1.15	15.80	6475
230	4.74	21.79	2.88	0.03	2.40	-0.48	4.98	-0.96	15.26	6475
240	4.54	17.66	2.78	0.03	2.28	-0.65	4.76	-1.06	13.94	6475
250	4.51	22.05	2.79	0.00	2.28	-0.78	4.73	-1.16	13.78	6472
260	4.84	20.64	2.93	-0.03	2.49	-0.86	5.01	-0.85	15.66	6471
270	4.93	20.75	3.01	-0.03	2.60	-0.71	5.11	-0.68	16.41	6470
280	4.64	19.74	2.74	-0.08	2.44	-0.51	4.78	-0.25	14.41	6472
290	4.64	18.01	2.74	-0.10	2.45	-0.29	4.79	0.37	14.47	6473
300	4.70	17.47	2.78	-0.06	2.56	-0.14	4.82	1.03	14.90	6460
310	4.71	22.49	2.80	-0.03	2.61	-0.18	4.82	1.07	15.02	6454
320	4.68	23.40	2.77	-0.09	2.56	-0.19	4.79	1.50	14.76	6451
330	4.64	21.72	2.76	-0.08	2.56	-0.19	4.75	1.39	14.55	6439
340	4.73	19.06	2.85	-0.07	2.69	-0.21	4.82	1.44	15.23	6418
350	4.76	21.48	2.92	-0.16	2.83	-0.22	4.81	1.23	15.56	6380
360	4.71	25.67	2.79	-0.19	2.68	-0.07	4.77	1.69	14.95	6404
370	4.72	21.86	2.78	-0.14	2.57	0.01	4.84	2.12	15.02	6425
380	4.84	20.85	2.89	-0.18	2.68	0.10	4.96	2.15	15.86	6432
390	4.87	21.31	2.91	-0.11	2.58	0.14	5.05	1.79	16.09	6427
400	4.72	19.22	2.82	-0.14	2.38	0.09	4.96	1.60	15.12	6451
410	4.58	19.24	2.68	-0.14	2.18	0.08	4.83	1.66	14.05	6466
420	4.70	20.50	2.62	0.41	2.62	1.00	4.57	1.08	13.88	1034

Variaciones del nivel del mar

El estuario presenta un importante rango de mareas. La amplitud, fase y los errores asociados de los diferentes constituyentes se presentan en detalle en la parte 3 del Data Report (resultados de las series de tiempo). La Tabla 3.9.2 de la sección del Data Report presenta los resultados correspondientes al sensor ubicado en las cercanías de Cochamó y, la Tabla 3.9.3 muestra los resultados para el mareógrafo ubicado cerca de la boca del estuario (Fig. 2b). La Tabla 9 presenta un resumen de los principales constituyentes (aquellos con amplitud mayor a 10 cm). Tanto las amplitudes como las fases de los constituyentes principales son similares en ambos casos. En general, las diferencias de ellos se encuentran dentro del rango de error de las estimaciones (ver Tablas indicadas en el Data Report, parte 3). Los principales constituyentes semi-diurnos presentan una enorme amplitud, esto entrega al fiordo un rango de marea muy significativo. Durante sicigia el rango de marea supera los 6 m.

Tabla 9. Resumen con los principales constituyentes de la marea medida en el estuario Reloncaví.

<i>Armónico</i>	<i>Frecuencia (cph)</i>	<i>Amplitud Cochamó (cm)</i>	<i>Fase Cochamó (grados)</i>	<i>Amplitud Boca (cm)</i>	<i>Fase Boca (grados)</i>
<i>M2</i>	0.0805	191.64	158.08	188.42	155.68
<i>S2</i>	0.0833	96.58	166.79	96.25	168.69
<i>N2</i>	0.0790	41.38	144.90	39.33	140.97
<i>K1</i>	0.0418	18.49	63.38	18.28	66.98
<i>O1</i>	0.0387	14.44	25.24	14.84	23.59

Aunque se introdujo brevemente algunos resultados de las corrientes de marea. Su estudio detallado se encuentra actualmente en desarrollo. Un análisis armónico detallado con las correspondiente elipses de marea para distintas profundidades y para los diferentes anclajes es presentado en la parte 3 del Data Report (parte de series de tiempo, por ejemplo ver Tablas 3.4.2 a 3.4.8 para el ADCP de 300 kHz ubicado cerca de la superficie y Tablas 3.5.2 a 3.5.9 para las mediciones realizadas con el ADCP de 75 kHz cerca de la boca del estuario). Es importante destacar que existen variaciones significativas de las elipses de

marea con profundidad, reflejando una influencia importante de mareas baroclínicas en todos los anclajes. Particularmente en la capa superficial (primeros 10 m aproximadamente), las variaciones son muy importantes y pueden estar asociadas a la interacción de los cambios de nivel del mar con los principales ríos. Las características de esta interacción requieren de un análisis detallado de las mediciones y de la dinámica involucrada. Esta interacción es parte de un estudio actualmente en desarrollo.

Los resultados de las corrientes de marea muestran que éstas están en cuadratura (90° fuera de fase) con las fluctuaciones del nivel del mar. Es decir las máximas corrientes hacia el interior del fiordo ocurren durante “llenante”, mientras que durante la pleamar y la bajamar, las corrientes de marea son mínimas. Esto es característico de una onda estacionaria. Por otra parte, las corrientes en la capa superficial muestran gran asimetría entre flujo y reflujo, debido al efecto de la circulación estuarina.

Las constituyentes armónicas estimadas para la corriente, en base al periodo de medición de aproximadamente 4 meses, permite realizar pronósticos confiables de corrientes de marea para el estuario. La amplitud de las diferentes constituyentes y su fase se presentan en el Data Report 3).

Flujos medios y estimación preliminar de tiempos de residencia

A partir de las velocidades anteriores y las salinidades observadas durante las campañas de mediciones se pueden efectuar algunos cálculos directos que permiten estimar el flujo de agua dulce promedio que sale del fiordo. En primer lugar consideremos la velocidad promedio de la capa superior en la Boca. A partir de los resultados mostrados en la Tabla 8 se puede estimar que esta capa tiene un espesor típico de 5 m y una velocidad 11.26 cm s^{-1} , saliendo del fiordo. Para un ancho de 2.8 km (correspondiente al ancho del fiordo en el sitio del anclaje) el caudal estimado es $1560 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Por otro lado, consideremos una salinidad media para la capa superficial igual a 12.48 (representativa para el periodo agosto – noviembre de 2008), y una salinidad típica del agua que entra al fiordo bajo la capa superficial de 32.35. Como el agua de los ríos es completamente dulce, por cada metro cúbico de agua (salobre) que sale en la capa superficial, más de un tercio sería agua de mar (exactamente $12.48/32.35$). Luego solo el complemento de esta fracción ($\sim 61.4\%$) sería agua dulce. Esto corresponde aproximadamente a un flujo promedio de agua dulce de 960

$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ durante el periodo agosto – noviembre de 2008. Note que el flujo típico del río Puelo para el periodo de estudio fue de aproximadamente $680 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, mientras que el río Petrohué (del cual no se tuvieron datos directos durante ese período) aportaría $300 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, que corresponde al 44% del río Puelo (León 2005). Ambos ríos representan los principales aportes de agua dulce (conocidos) al fiordo, mientras que el río Cochamó, aportaría solo cerca de $20 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Es interesante notar que la suma de sus contribuciones ($\sim 1000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) es sólo ligeramente mayor al flujo estimado mediante el balance anterior.

Cálculos similares, basados en la información de corrientes y salinidad para la cuenca Puelo-Cochamó, con un ancho en el lugar del anclaje de 3.5 km, darían un flujo total promedio hacia fuera del fiordo de $1524 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (representativo para el periodo de mediciones de agosto – noviembre 2008), mientras que la cantidad de agua dulce requerida para mezclar el 36% de agua de mar que ingresa a la cuenca (salinidades de 11.6 y 32.27 en capa superior e inferior, respectivamente), es de $976 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ valor que es similar, aunque ligeramente mayor al valor estimado en la estación de la Boca.

Haciendo un balance similar a los anteriores para la cuenca Cochamó-Ralún, se encuentra que el caudal total promedio en la capa superior del fiordo es de $778 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Las salinidades típicas de las capas superior e inferior (10.35 y 31.85 respectivamente) mostrarían, en este caso, que el 32.5% de este flujo sería agua de mar (que se ha mezclado con el agua dulce), por lo tanto el flujo de agua dulce sería $\sim 525 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

Como es de esperar, existen pequeñas inconsistencias en los caudales estimados anteriormente. Estas estarían asociadas a errores en los cálculos que resultan, a su vez, de limitaciones en las observaciones. Algunas fuentes de error importantes están asociadas a la falta de series continuas de salinidad para estimar un promedio representativo del periodo, a las estimaciones de los caudales de los distintos ríos (y otras fuentes significativas de agua dulce, como escurrimientos subterráneos) y a la estimación del caudal promedio en la capa superficial basado en mediciones realizadas sólo en el centro del fiordo. Esto último es significativo ya que mediciones de corrientes en secciones transversales, cercanas a los sitios de anclaje, realizadas por 24 horas (ver parte 4 del Data Report y resultados anteriores), revelan que las corrientes residuales (es decir las corrientes que resultan después de remover los efectos de la marea) tienen una importante estructura transversal. El rasgo típico observado en la capa superficial es que el flujo, el cual predominantemente sale

del fiordo, es más intenso hacia el lado izquierdo del eje del fiordo (cuando se mira en la dirección del flujo). Luego, las mediciones efectuadas en el eje del canal con los ADCP anclados, estarían subestimando el flujo en esta capa. Una estimación, basado en las transectas transversales, indicaría que este efecto podría producir una subestimación del flujo saliente cerca de la Boca de hasta un 20%.

Si toda el agua de mar que entra al fiordo saliese por la capa superior, es posible estimar el flujo de agua de mar que ingresa al fiordo por la parte inferior. Este sería el flujo total ($1560 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) menos el flujo de agua dulce ($960 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), es decir, para los valores encontrados durante el periodo de estudio (agosto – noviembre de 2008) el flujo entrante al fiordo sería de $\sim 600 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Dado el volumen del fiordo ($\sim 26.1 \text{ km}^3$), esto daría, un tiempo de residencia para toda la cuenca de ~ 502 días. Mientras que para la sub-cuenca Cochamó-Ralún, un cálculo similar entrega un tiempo de residencia de ~ 32 días.

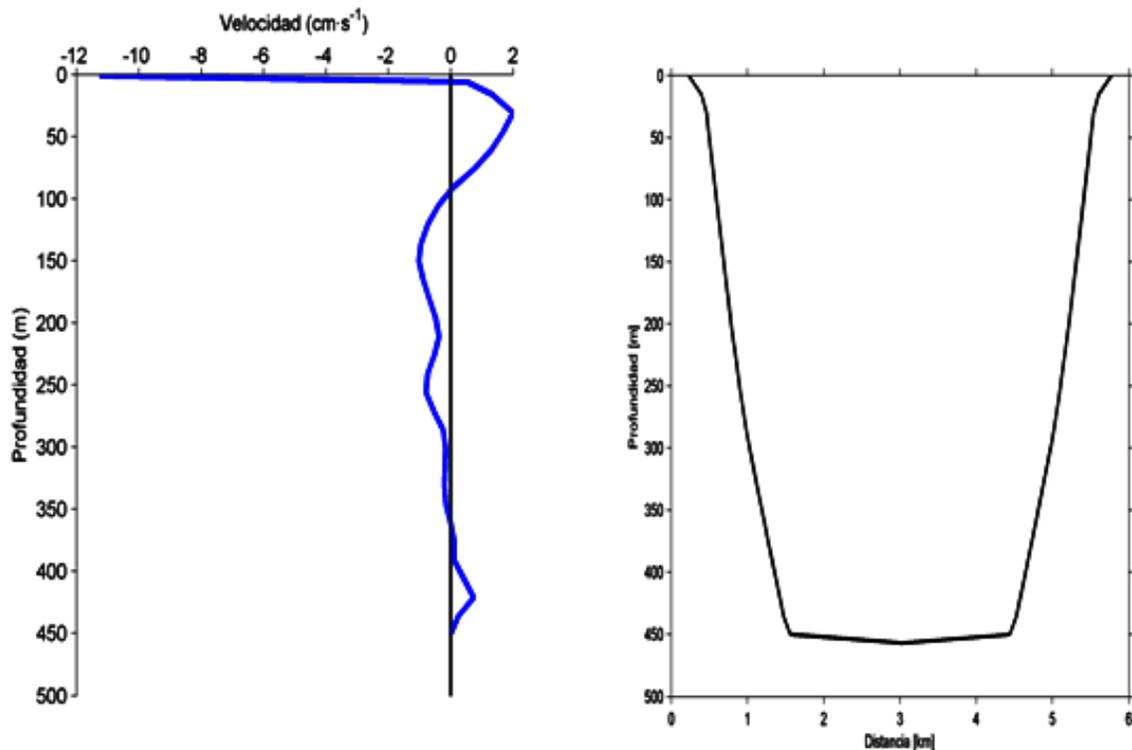


Figura 14. Perfil promedio de la componente de la corriente a lo largo del fiordo cerca de la boca (figura izquierda). Sección transversal de la profundidad (topografía) del fiordo en torno al sitio del anclaje de los ADCPs (figura derecha).

Por otra parte, si consideramos toda la columna de agua, es decir los flujos medios de entrada y de salida a distintas profundidades, en toda la columna de agua cerca de la boca del fiordo (Tabla 8 y Fig. 14), y calculamos los caudales promedio en el tiempo, considerando el ancho respectivo de la cuenca a las profundidades correspondientes (Fig. 14), el caudal de entrada resultante es de $3144 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ y el caudal de salida es de $4564 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Si sumamos al caudal de entrada, el aporte de los ríos ($\sim 1000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) se obtiene un valor de solo $4144 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

A pesar de los errores inherentes a los cálculos anteriores, es interesante considerar el flujo medio de entrada en toda la columna de agua, para estimar el tiempo de residencia. En este caso, para una caudal de entrada en la boca del fiordo de $4564 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ el tiempo de residencia para toda la cuenca se reduce a 96 días. Sin embargo, es importante notar que los flujos medios observados no pueden ser representativos de toda la cuenca del fiordo dadas las importantes diferencias en la circulación subsuperficial, que se observan en las distintas cuencas, es decir todo el agua que entra por la boca no necesariamente penetrará las otras sub-cuencas ubicadas hacia la cabeza del fiordo.

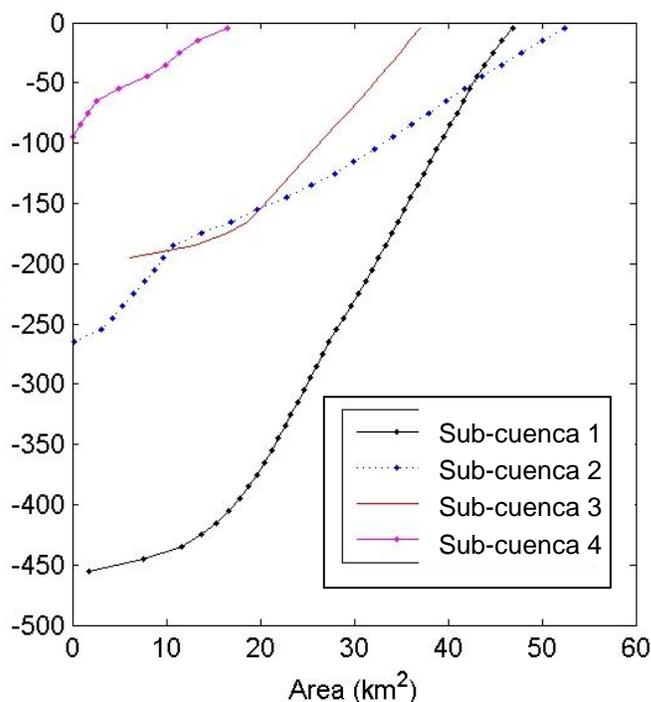


Figura 15. Áreas (en kilómetros cuadrados) de las diferentes sub-cuencas del estuario Reloncaví versus profundidad en metros.

Difusividad vertical, mezcla y entrainment

Como se indicó en la sección anterior el tiempo de residencia para la parte profunda (bajo los 250 m de profundidad) de la sub-cuenca Boca Marimeli dependerá del ingreso de agua más densa (particularmente agua más salina), probablemente durante eventos particulares asociados con la circulación fuera del estuario que incrementan la salinidad del agua que ingresa a este. Si la densidad en la cuenca profunda, observada durante noviembre de 2008 y febrero de 2009 disminuyó sólo por difusión turbulenta, es posible estimar directamente un coeficiente de difusión turbulento (e.g. Stigebrandt et al 1996).

$$k_{z=z_0} = \left(\frac{1}{A \frac{\partial \rho}{\partial z}} \right)_{z=z_0} \int_H^{z_0} A \frac{\partial \rho}{\partial t} dz$$

Esta metodología ha sido ampliamente usada en diversos fiordos donde existen sub-cuencas con periodos de estancamiento (Stigebrand y Aure, 1989). Basados en los datos de la figura 11, se estimó el cambio de densidad en el tiempo $\partial \rho / \partial t$ a distintas profundidades y un gradiente vertical de densidad promedio $\partial \rho / \partial z$ (promedio de ambos periodos). El área $A(z)$ fue obtenida de las curvas mostradas en la figura 15.

Los valores de difusividad estimados variaron suavemente con profundidad. A 265 m el valor fue de $k = 4.7 \times 10^{-4} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$, aumentando con profundidad hasta alcanzar un máximo de $1.13 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ a 325 m de profundidad, luego decreció lentamente hasta $4.0 \times 10^{-4} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ a 450 m. Los valores observados son característicos de zonas costeras donde la mezcla turbulenta es mayor (en comparación con regiones oceánicas). Stigebrand y Aure (1989) analizaron un gran número de fiordos en Noruega, encontrando que la difusividad vertical varía enormemente entre distintas cuencas que presentan regiones de estancamiento. En general, la mezcla es mayor donde existe energía asociada a ondas internas, las cuales son comúnmente generada en constricciones submarinas (sills) presentes en la boca o al interior del fiordo. Aunque, a diferencia de los fiordos típicos, el fiordo Reloncaví no tiene un sill en la boca, existen importantes cambios en la topografía que pueden contribuir significativamente a la generación de ondas internas. Por otra parte, es importante destacar que las otras sub-cuencas no presentan regiones de estancamiento

importantes y la renovación de las aguas estaría relacionada directamente con la advección horizontal. Para gradientes típicos (como los mostrados en las figuras 10 y 11), y valores de difusividad como los estimados anteriormente, el transporte advectivo es mucho más eficiente que el transporte por difusión turbulenta. Es decir, en el caso particular, de la parte profunda de la sub-cuenca Boca-Marimeli, el ingreso de agua salina durante invierno jugará efectivamente un papel clave en la renovación de las aguas profundas.

Estimación del flujo de agua salada desde la capa inferior a la capa superficial (entrainment).

Otro aspecto relevante para la dinámica del fiordo es la mezcla entre la capa de agua dulce y la capa salada ubicada inmediatamente por debajo de la haloclina. Debido a la mezcla turbulenta existe un flujo vertical conocido como “entrainment” que contribuye a mezclar el agua dulce (o más bien salobre) que se desplaza por la superficie, con el agua de mar más salada que se ubica inmediatamente por debajo de la capa superficial. Mediante un balance directo de sal, es posible hacer una estimación del entrainment y evaluar la eficiencia de la mezcla turbulenta entre ambas capas.

Basados en los datos de corriente de la boca del fiordo durante el periodo de estudio (agosto a noviembre de 2008, Tabla 8) y el ancho en la zona del anclaje (~2500 m), el caudal medio en la capa superior es de

$$Q = 1560 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$$

Si la salinidad promedio de la capa superior es de 16.55 psu (~16.6 kg-sal m⁻³), que corresponde a la salinidad media de la capa con un flujo medio hacia fuera del fiordo, la cual es de solo 5 m de ancho (ver Tabla 8),. La cantidad de sal que está saliendo del estuario (por la boca) es de $\sim 2.58 \times 10^4 \text{ kg-sal s}^{-1}$. Considerando que el agua de los ríos es completamente dulce, toda la sal que está saliendo en la capa superficial estaría asociada directamente con el entrainment de sal desde la capa inferior, la cual tendría lugar a lo largo de todo el fiordo, es decir desde la cabeza hasta la boca. Como el área horizontal del fiordo, a 5 m de profundidad, es de aproximadamente 159 km^2 ($1.59 \times 10^8 \text{ m}^2$) el flujo vertical promedio de sal hacia la capa superior en todo el fiordo sería $0.1623 \text{ gr-sal s}^{-1} \text{ m}^{-2}$.

A partir del gradiente típico de salinidad a través de la haloclina (3 psu por m o ~ 3 kg-sal $m^{-3} m^{-1}$) es posible estimar el coeficiente de difusión turbulenta.

$$k = F_s / (\partial s / \partial z),$$

donde F_s es el flujo vertical de sal y $(\partial s / \partial z)$ es el gradiente vertical de salinidad en la haloclina. Basado en los valores anteriores, se obtiene finalmente

$$k = 5.4 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}.$$

Este valor pareciera ser muy razonable para la zona de estudio. Si bien es relativamente bajo cuando se compara con la difusividad en zonas costeras, la gran estratificación presente en la interfase que separa la capa superficial de agua salobre con el agua salada de la capa inferior, contribuye a la estabilidad de la columna de agua y puede limitar significativamente la mezcla.

La estimación de la difusividad es relevante para evaluar el flujo de otras sustancias disueltas como micronutrientes y oxígeno. Dinámicamente, es relevante para estimar la difusión turbulenta de momentum y así, evaluar el rol de la fricción que actúa sobre la capa superior.

Por otra parte, basados en la estratificación por densidad e información de corrientes es posible hacer una estimación indirecta de la mezcla diapícnica cerca de la superficie. Una parametrización usada comúnmente en estos casos para estimar la difusividad se basa en el número de Richardson (Ri). Esta parametrización fue introducida originalmente por Pacanowski y Philander (1981) para regiones oceánicas, pero ha mostrado ser útil en diversos trabajos costeros y fiordos. En este caso

$$k = \frac{5 \times 10^{-3} + 10^{-4} (1 + 5 Ri)^2}{(1 + 5 Ri)^3} + 10^{-5}$$

donde el número de Richardson en nuestro caso está dado por

$$Ri = \frac{N^2}{\overline{(\partial u / \partial z)^2} + \overline{(\partial v / \partial z)^2}}$$

donde

$$N^2 = -\frac{g}{\rho} \frac{\partial \bar{\rho}}{\partial z}$$

es el cuadrado de la frecuencia de boyantez y el denominador es el cuadrado de la magnitud del gradiente vertical de velocidad. Basado en las observaciones de CTD de los distintos periodos se pueden establecer valores característicos para $\partial \rho / \partial z$. En la capa superficial $\partial \rho / \partial z$ varía entre 8 y 3 $\text{kg m}^{-3} \text{m}^{-1}$. Estos enormes gradientes en densidad están asociados a frecuencias de boyantez que fluctúan entre 0.17 y 0.3 s^{-1} (N^2 varía entre ~ 0.03 y 0.1 s^{-2}), mientras que $\partial v / \partial z$ en la zona de máximo gradiente (medido con el ADCP de 600 kHz y con una resolución vertical de 50 cm en el anclaje Puelo, ver Figura 2) varía típicamente entre 20 y 35 $\text{cm s}^{-1} \text{m}^{-1}$ con un valor representativo de $\sim 25 \text{ cm s}^{-1} \text{m}^{-1}$, mientras que $\partial u / \partial z$ es ligeramente menor pero contribuye significativamente a la suma en el denominador, éste varía entre 15 y 25 $\text{cm s}^{-1} \text{m}^{-1}$ y su valor característico es de 18 $\text{cm s}^{-1} \text{m}^{-1}$ (Fig. 16).

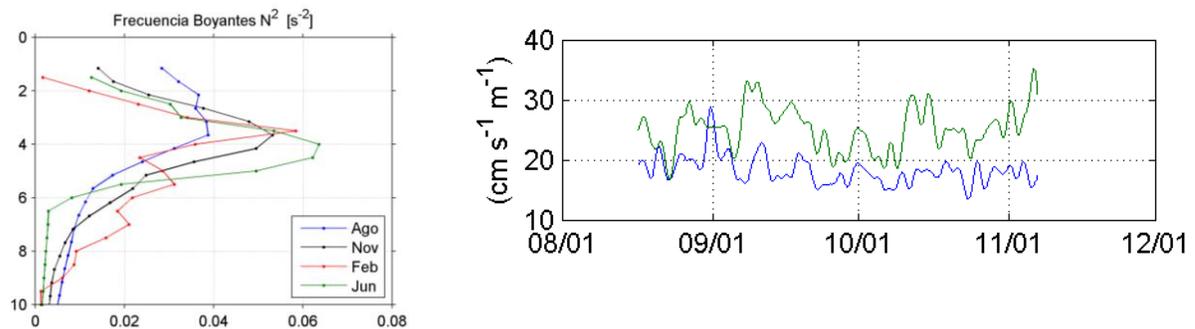


Figura 16. Frecuencia de boyantez (N^2) característica para la zona de la piconclina en el fiordo Reloncaví (a) y gradientes verticales de la velocidad a lo largo ($\partial v / \partial z$, línea verde) y ancho ($\partial u / \partial z$, línea azul) del fiordo (b) en la zona de la piconclina.

Valores pequeños de Ri favorecen la mezcla incrementando el coeficiente de difusividad. Particularmente, para valores de Ri inferiores a 0.25 se pueden generar inestabilidades en el flujo que intensifican de manera muy significativa la mezcla turbulenta.

Usando los distintos valores indicados anteriormente, se obtiene un valor típico para el número de Richardson de 0.83. Claramente existen fluctuaciones en las corrientes que modulan este valor, tanto en una banda de alta frecuencia, relacionados a la marea y al ciclo diurno del viento que es muy significativo durante primavera y verano (ver data report de series de tiempo), o fluctuaciones sub-inerciales relacionadas a cambios en el viento, flujos de agua dulce y “seiches” internos.

Para $Ri = 0.83$ el valor de la difusividad sería

$$k = 6.6 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1},$$

valor que es similar al estimado mediante el balance de sal.

Los resultados muestran que a pesar de la gran estratificación, los gradientes verticales de velocidad horizontal ($\partial u/\partial z$ y $\partial v/\partial z$) contribuyen a que la mezcla entre ambas capas sea significativa, favoreciendo así, los flujos verticales (diapícnos) de sal, nutrientes, oxígeno y otros constituyentes disueltos.

Mediciones con radar

El siguiente diagrama (Fig. 17) muestra la distribución de las mediciones en los tres periodos (para poder comparar los periodos, la escala temporal - eje x - es la misma para los tres gráficos).

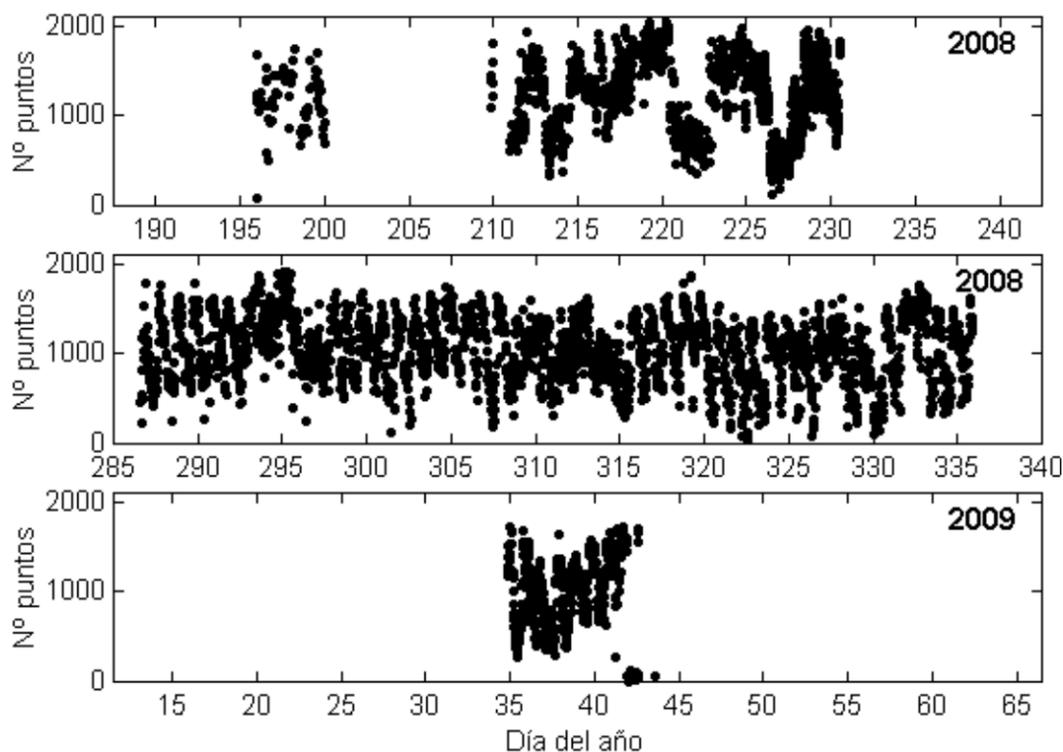


Figura 17. Distribución de las mediciones realizadas con radar en el estuario Reloncaví.

En este gráfico (Fig. 17), cada círculo negro representa una medición del campo de velocidades superficial en el fiordo Reloncaví (básicamente en la cuenca Punta Iglesia - Cochamó). El eje x de cada punto representa la fecha en que se realizó la medición, y el eje y la cantidad de puntos geográficos en que se midió la corriente superficial en ese instante.

Un punto relevante para aclarar fue la imposibilidad durante el año 2009 de realizar una campaña de verano más larga, y realizar una segunda campaña de invierno. La razón de lo primero fue que durante el verano de 2009 terceras personas dañaron seriamente con fuego el cableado que conecta las ocho antenas receptoras del radar al contenedor de control. Los ocho cables fueron fundidos en varias partes, lo que implicó que hubo que desarmar todo el sistema de cables (cerca de 2.5 km de cable), llevarlo a laboratorio,

remover las partes dañadas, y reinstalar conectores. Todo el sistema fue reinstalado para el invierno del 2009. Lamentablemente en este caso falló el Control de Frecuencia (FCR) del radar, lo que obligó a desinstalarlo y enviarlo a Alemania para su reparación. Desafortunadamente no es posible prever que tales problemas pueden aparecer durante las mediciones.

A pesar de los inconvenientes recién mencionados, los datos obtenidos en los tres periodos mencionados permiten responder las preguntas planteadas en el proyecto respecto a las corrientes superficiales en el fiordo, dado que las mediciones cubren todo tipo de situaciones físicas en la zona de estudio: condiciones de alta y de baja descarga de ríos, vientos de distintos regímenes, diferentes fases lunares, y épocas con distinta radiación solar.

Junto con este informe se entrega tres archivos ASCII (Anexos), conteniendo todas las corrientes superficiales medidas en el fiordo en las tres campañas realizadas. Los puntos geográficos de las mediciones corresponden a una grilla de 0,4 km de arista, que cubre la región entre Punta Iglesia y Cochamó, según se observa en la figura 18.

La estructura de cada archivo de datos es la misma: cada fila contiene la fecha, la hora, la posición de la medición, la velocidad radial medida (positiva alejándose del radar), una apreciación de la precisión de la medición de la rapidez, y la potencia de retorno medida.

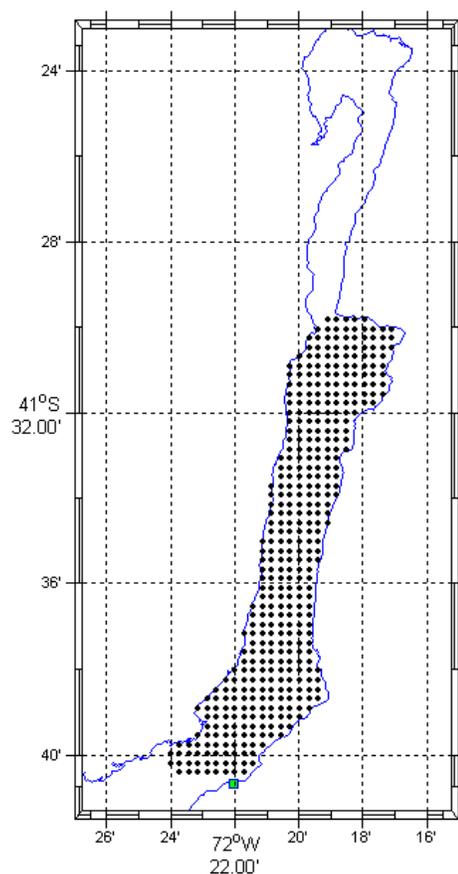


Figura 18. Puntos de la grilla en que se midió la velocidad superficial del mar.

Cada archivo tiene la siguiente forma:

```
%Punta Iglesia      41.67778 S      72.36750 W
%  LAT(1,1)      LON(1,1)      DGT[km]      NX      NY
% -41.37500      -72.39999      0.400      25      88
%
% Year  Day  UT min  IX  IY  Vel[m/s]  Acc[m/s]      Power
% 2008  195  22  48   3  82  -0.0404  0.0484  1.14880e+004  <-- datos
% 2008  195  22  48   4  81  -0.0843  0.0527  1.35719e+004  <-- datos
% 2008  195  22  48   4  82  -0.0145  0.0386  6.99285e+004  <-- datos
```

La fecha se indica mediante el día del año (1 el 1 de enero, 32 el 1 de febrero, etc.). La hora está en hora universal (hora internacional). IX e IY indican la posición del punto de medición hacia el este y hacia el sur, respectivamente, en una grilla de 0,4 km de arista, de 25 puntos este-oeste y 85 puntos norte-sur, cuyo punto (1,1) tiene la latitud y longitud 41.37500°S y 72.39999°W, respectivamente (esta información está en el encabezado de cada una de los tres archivos de datos entregados en los anexos).

La velocidad superficial está en m/s. Es importante recalcar que lo que se mide es la componente de la velocidad superficial radial con respecto al radar. La convención es que la rapidez se considerará positiva si se aleja del radar (o sea, en general hacia la cabeza del fiordo), y negativa si avanza hacia el radar (o sea en general en dirección a la boca del fiordo).

Campo de velocidades superficiales y su dispersión

Debido a la dificultad de presentar resultados para cada uno de los puntos medidos en el fiordo (son unos 450 puntos geográficos), se han seleccionado algunos lugares relevantes en los que preferentemente se discutirán las mediciones.

La figura 19 muestra algunos de los puntos seleccionados. Un grupo, denominado L1-L10, está compuesto por diez puntos ubicados en el centro del fiordo, desde cerca de Punta Iglesia hasta la altura de Cochamó. Estos puntos están elegidos de modo que desde el radar de Punta Iglesia se mida una componente básicamente paralela al fiordo. Hay un segundo grupo de seis puntos (marcados con cruces rojas en la figura adjunta), elegidos para estudiar variabilidad en los costados del fiordo. Por último hay cuatro puntos P1-P4, frente al radar, elegidos porque en esa sección se puede medir velocidades superficiales perpendicularmente al eje del fiordo.

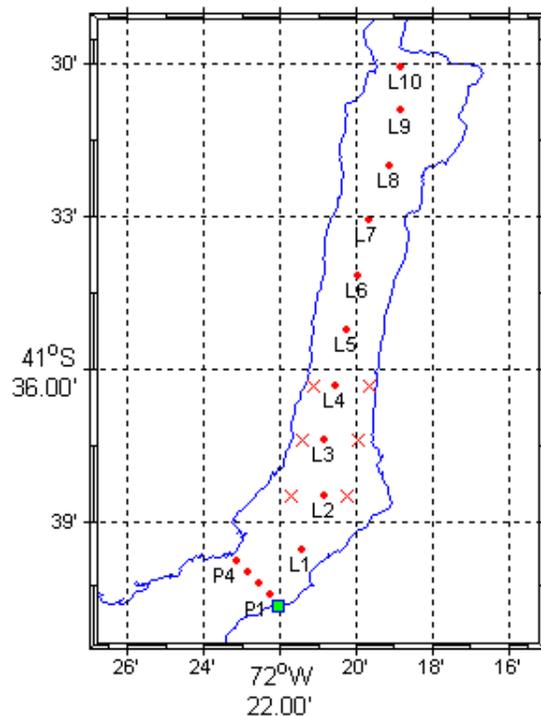


Figura 19. Selección de puntos para análisis de corrientes marinas superficiales longitudinalmente y perpendicularmente al fiordo.

Las siguientes Tablas muestran los valores promedios y la desviación estándar de los valores instantáneos de las velocidades superficiales radiales en los puntos mostrados en el gráfico anterior, tomando en cuenta 50 días de datos medidos cada media hora. Dado que el promedio de las corrientes no es representativo (es muy cercano a cero en todos los casos), lo que se muestra es el valor promedio del valor absoluto de la velocidad de la corriente:

En los puntos ubicados longitudinalmente:

	L1	L2	L3	L4	L5	L6	L7	L8	L9	L10
Prom (cm/s)	23,1	22,3	25,1	25,0	28,0	29,2	22,2	27,0	20,0	18,9
StDev (cm/s)	15,6	15,1	25,0	23,1	27,3	25,1	22,4	34,4	23,0	27,0

En los puntos ubicados en los costados y *transversalmente*:

	L4izq	L4der	L3izq	L3der	L2izq	L2der	P1	P2	P3	P4
Prom (cm/s)	20,8	22,5	22,2	30,4	24,4	23,2	13,8	8,4	13,2	15,7
StDev (cm/s)	14,2	17,3	23,5	28,1	22,7	22,1	7,8	6,8	10,9	13,0

Algunos resultados notables que se deducen de estas tablas son:

- Si bien la velocidad superficial del agua longitudinalmente al fiordo Reloncaví puede alcanzar valores instantáneos de hasta unos 60 cm/s, todos los valores promedio están básicamente entre unos 20 y unos 30 cm/s.
- La desviación estándar de las velocidades superficiales es del mismo orden de magnitud que el promedio de las velocidades.
- Las velocidades superficiales promedio más altas ocurren en la zona más angosta del fiordo (puntos L5 y L6) y las más bajas en los sectores más anchos (L2 y L10). Esto parece indicar un factor hidráulico.
- Las velocidades superficiales cerca de los bordes del fiordo no parecen tener promedios y desviaciones estándar significativamente distintas de los valores calculados para los puntos en el eje del fiordo.
- Para el periodo analizado (básicamente primavera-verano), las velocidades promedio en el sector oriental del fiordo (a la derecha, si se mira hacia la cabeza) tienden a ser mayores que en el sector occidental.

- Las velocidades perpendiculares al fiordo (puntos P1-P4) y su desviación estándar son claramente menores que a lo largo de éste (valores entre 1/3 y 1/2 de los valores a lo largo del eje). Es decir, hay corrientes significativas perpendicularmente al fiordo, con valores del orden de 10-15 cm/s.

La figura 20 muestra los valores instantáneos de las velocidades superficiales en cinco puntos a lo largo del eje del fiordo (L1, L3, L5, L7 y L9). Los valores están en cm/s, y valores positivos indican corriente hacia la cabeza (hacia Cochamó).

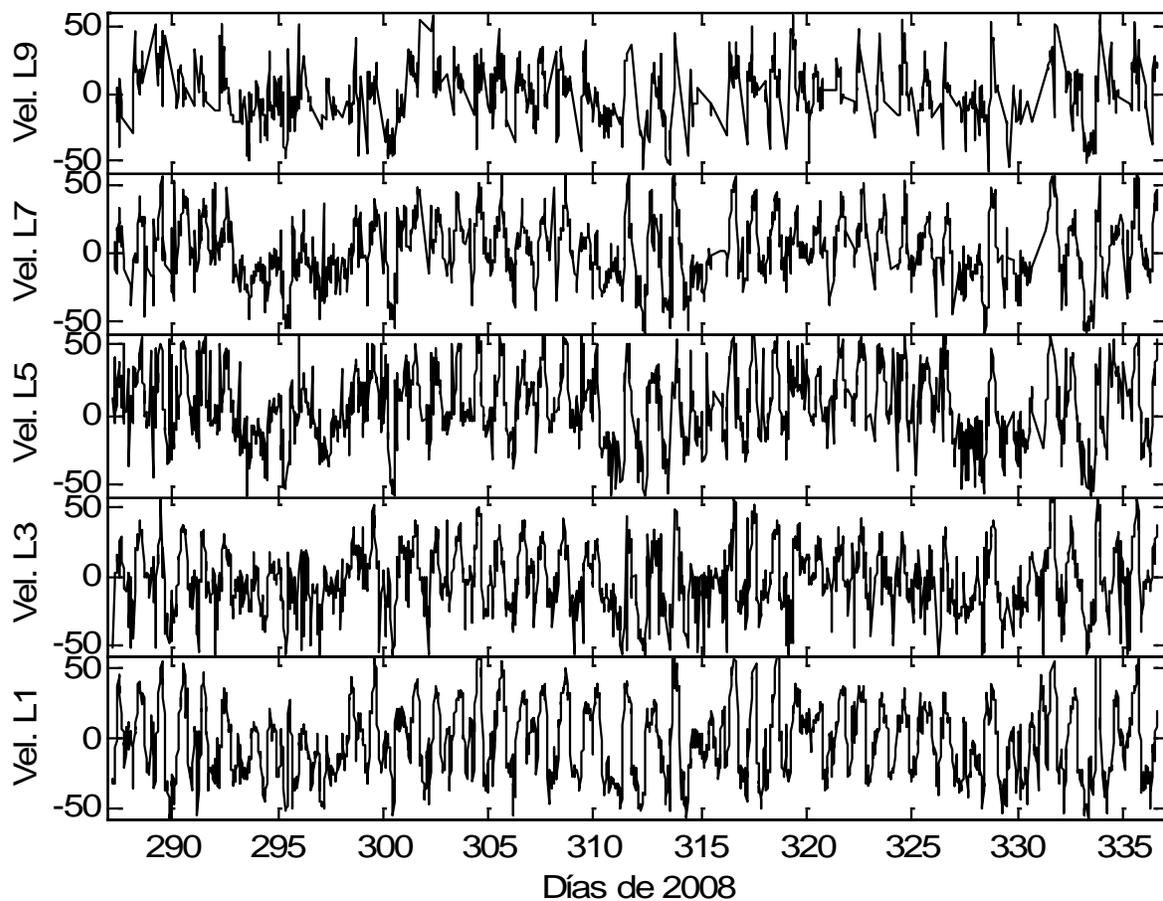


Figura 20. Velocidades instantáneas longitudinales medidas en los puntos L1, L3, L5, L7 y L9 (ver posiciones en figura 19).

Para estudiar las corrientes instantáneas perpendiculares al eje del fiordo se muestra en la figura 21 la velocidad del agua medida en los puntos P1, P2, P3 y P4 (ver figura 19, más arriba).

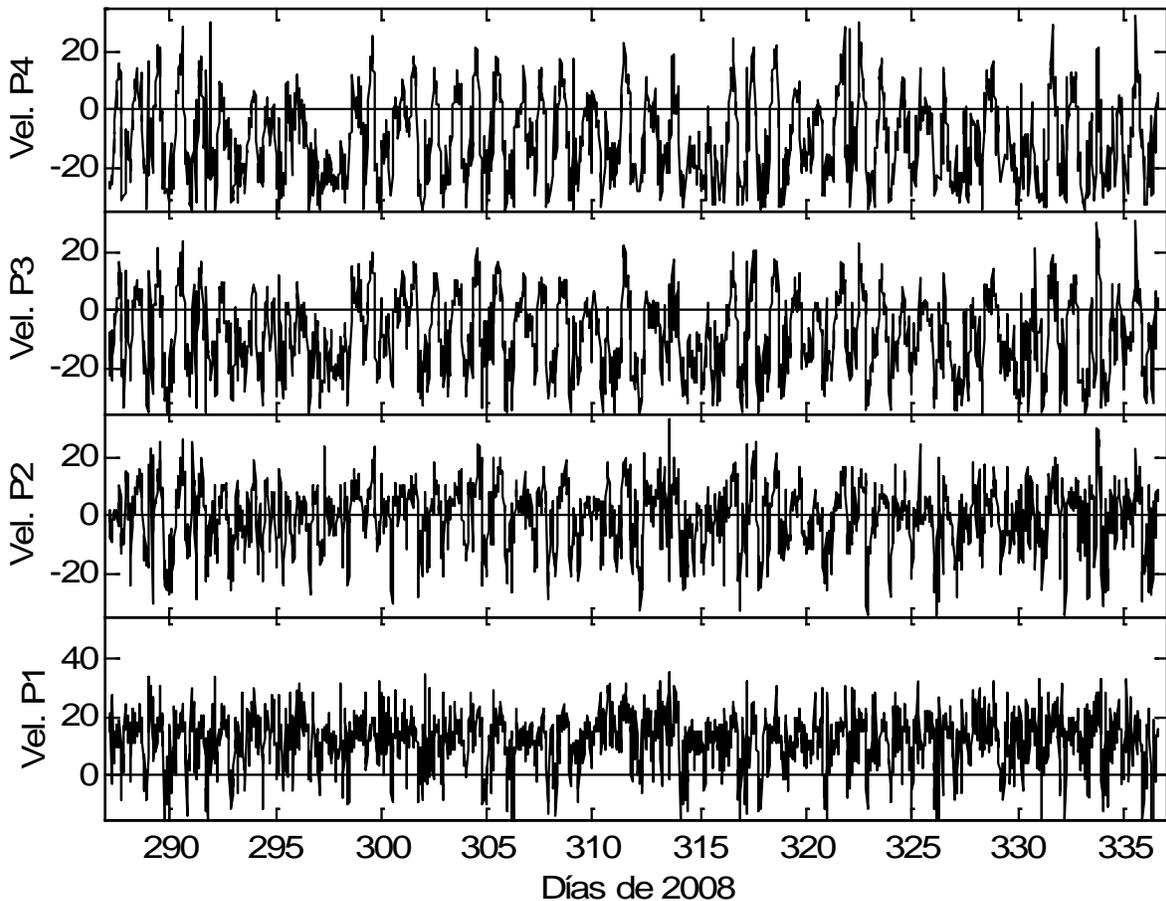


Figura 21. Velocidades instantáneas perpendiculares al fiordo medidas en los puntos P1, P2, P3 y P4 (ver posiciones en figura 19).

Como se comentó más arriba, la magnitud de las velocidades superficiales transversales al fiordo son significativamente menores que las longitudinales. Nótese que se observa un marcado ciclo diario, lo que permite asociar estas corrientes al ciclo del viento.

Como se observa en la figura 21, la velocidad promedio en el punto P1 es positiva, y por lo tanto en ese punto las corrientes van mayormente desde el sureste hacia el noroeste. En los otros tres puntos, sin embargo, las corrientes promedio son del noreste hacia el sureste. Probablemente esto se deba a que justo en ese sector el fiordo se hace más

angosto, lo que obliga al agua a concentrarse. Otra posibilidad es un efecto del viento, el cual debiera soplar en forma más intensa en la ribera suroriental que en la noroccidental, debido a que la primera es relativamente plana mientras que la segunda consiste en cerros que se levantan inmediatamente desde el fiordo.

Comparación entre ambos lados del fiordo

Un aspecto interesante es conocer si existen diferencias en la velocidad superficial del océano entre ambos costados del fiordo Reloncaví. Para estudiar este punto se comparan a continuación las corrientes medidas en los puntos representados con una cruz roja que se indican en la figura 19, más arriba.

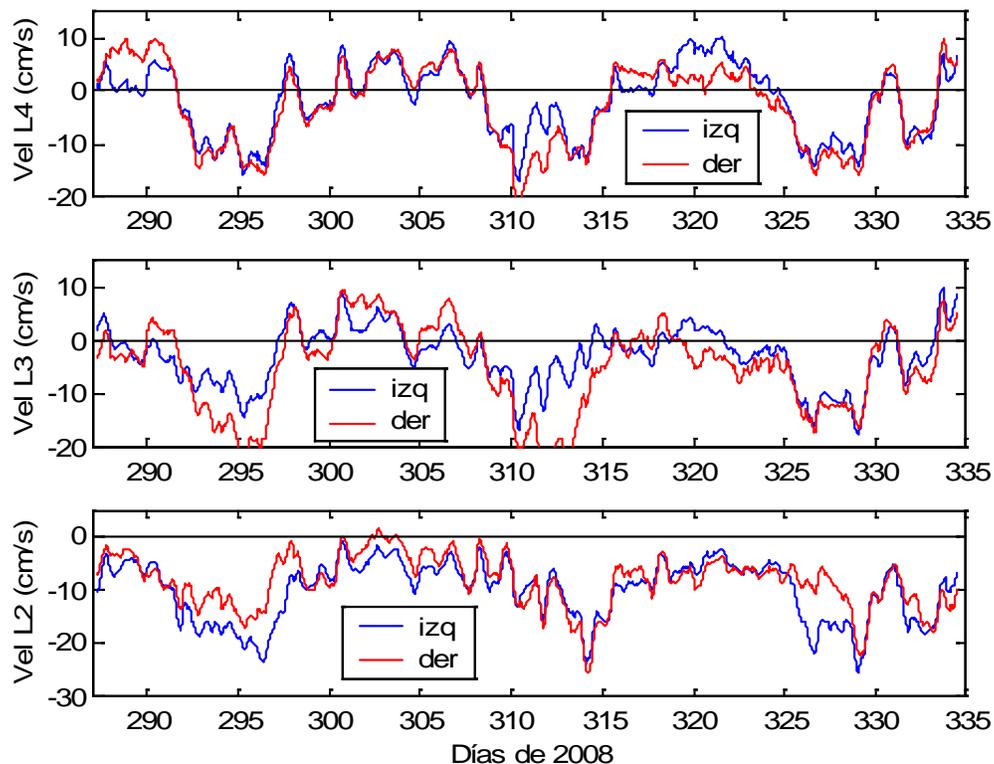


Figura 22. Diferencia entre costados del fiordo, en las posiciones L2, L3 y L4.

La figura 22 muestra que hay diferencias sistemáticas en las corrientes residuales a ambos lados del fiordo, y que estas diferencias pueden cambiar de signo en forma temporal

y espacialmente. De la figura 22 se desprende además, que las mayores diferencias ocurren con mal tiempo.

La figura 23 resume estas diferencias, de modo de comparar la parte espacial y la temporal. En general, cuando la curva es positiva se tiene un giro en sentido anti-horario, y cuando la curva es negativa una curva en sentido horario. En consecuencia, la situación de mal tiempo más típica es la que se tiene durante los días 310 a 315. Cuando hay mal tiempo, las corrientes en el fiordo tienden hacia la boca (ver siguiente sección). Si el caudal del río Puelo es grande, tenderá hacia un giro horario (negativo) aguas arriba (curvas azules y roja) cerca de la desembocadura. Frente a la desembocadura misma (curva negra) las corrientes longitudinales a ese costado deben ser pequeñas, mientras que en la ribera opuesta deben ser intensas y hacia la boca (corrientes negativas) tanto por el empuje del viento como por la entrada del agua del río. Al restar un número grande negativo (la corriente al lado izquierdo) a un número pequeño (corriente longitudinal del lado derecho) resulta una diferencia positiva y grande, como se observa en la curva negra.

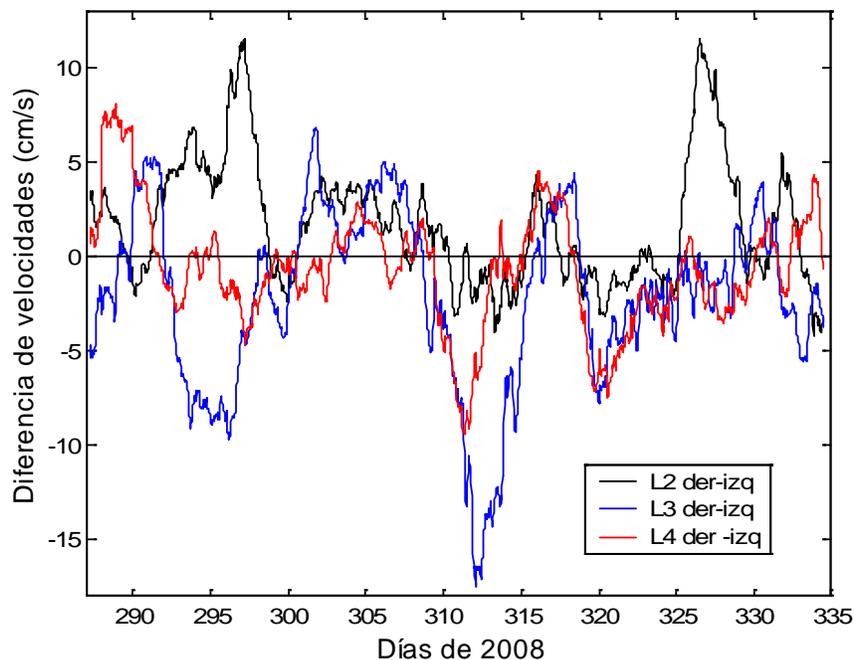


Figura 23: Giros positivos o negativos en las posiciones L2, L3 y L4.

Con buen tiempo (por ejemplo alrededor del día 290, o del día 303) tiende a haber rotación anti-horaria en todo el fiordo. Muy probablemente esto se debe a que los vientos debieran ser más intensos en el costado derecho del fiordo que en el costado izquierdo (mirando hacia la cabeza), debido a las diferencias topográficas. Un viento más intenso al lado derecho arrastra más agua, y el efecto neto es un giro anti-horario.

Corrientes de marea

La figura 20, obtenida a partir de las mediciones con el radar, muestra que las corrientes superficiales longitudinales tienen un marcado ciclo diario, con valores instantáneos tan altos como del orden de los 50 o 60 cm/s. Sólo una pequeña proporción de esta variabilidad puede atribuirse a la marea, como muestra la figura 24.

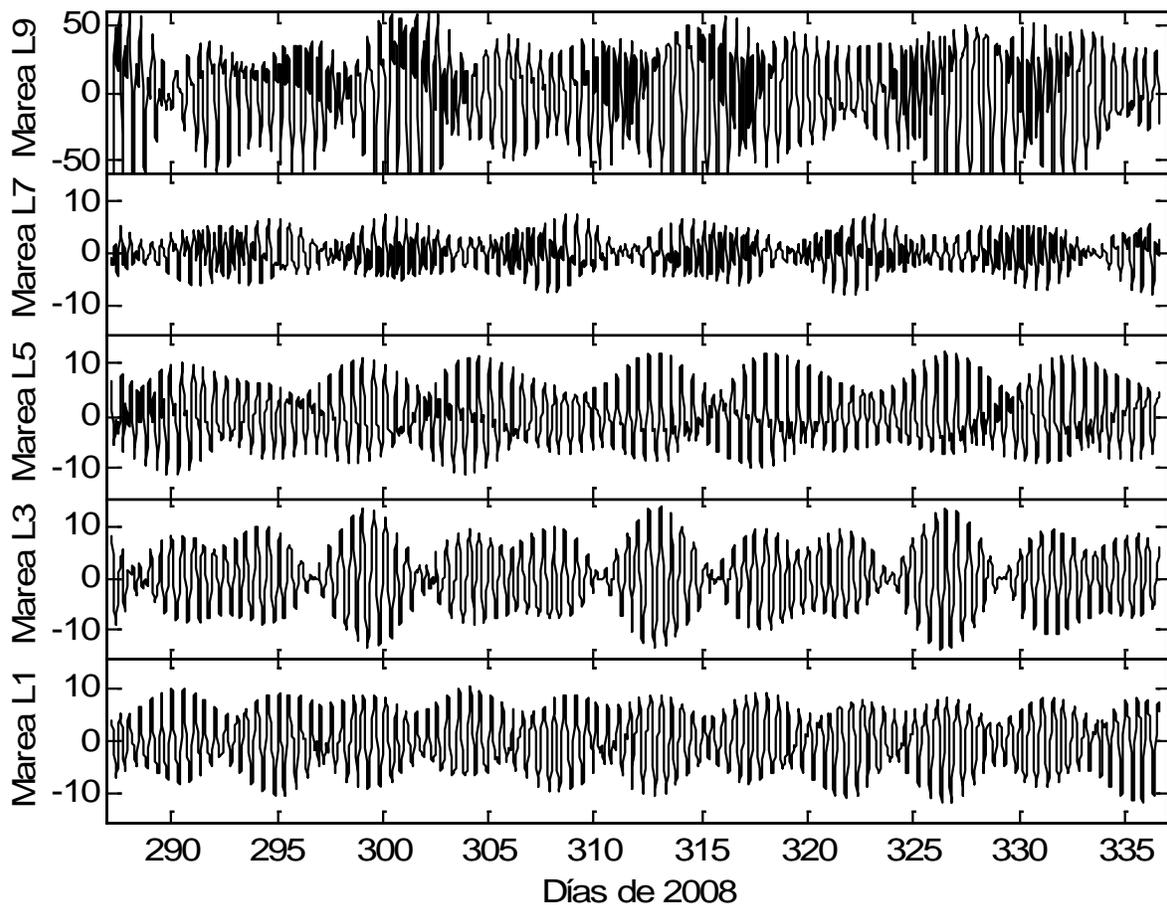


Figura 24. Corrientes de marea calculadas para los puntos L1, L3... L9.

Para el cálculo de estas corrientes de marea se consideró las componentes mareales M2, K1, O1, S2, N2, Q1 y K2. Se observa que - salvo para el caso del punto L9 - las corrientes de marea son pequeñas, con amplitudes menores a 10 cm/s en general, comparadas con las corrientes superficiales instantáneas de valores de hasta unos 50 cm/s. Una comparación con los valores del nivel del mar predichos por el SHOA para Puerto Montt muestra una buena coherencia con las fases de la marea calculadas a partir de las velocidades medidas con el radar.

Como muestra la figura anterior, las mareas en el sector Cochamó parecen tener características especiales, dado que la amplitud de las corrientes de marea es mucho mayor que en el resto de la cuenca hasta Punta Iglesia, con acentuada presencia de frecuencias bajas de marea.

Comparación con mediciones in situ

La figura 24 muestra la comparación de un mes de datos entre las mediciones más superficiales de un correntómetro (ADCP) fondeado frente a Puelo y las mediciones del radar más cercanas a dicho punto. El ADCP se fondeó a 28 metros de profundidad, midiendo hacia la superficie, en el punto $41^{\circ} 38.862'S$ y $72^{\circ} 21.998'W$, en aguas de 155 m de profundidad.

Esta parte del estudio se concentra en la variabilidad de escala mayor a un día, para lo cual en las corrientes se ha removido las variaciones asociadas a ciclos diarios y semi-diurnos.

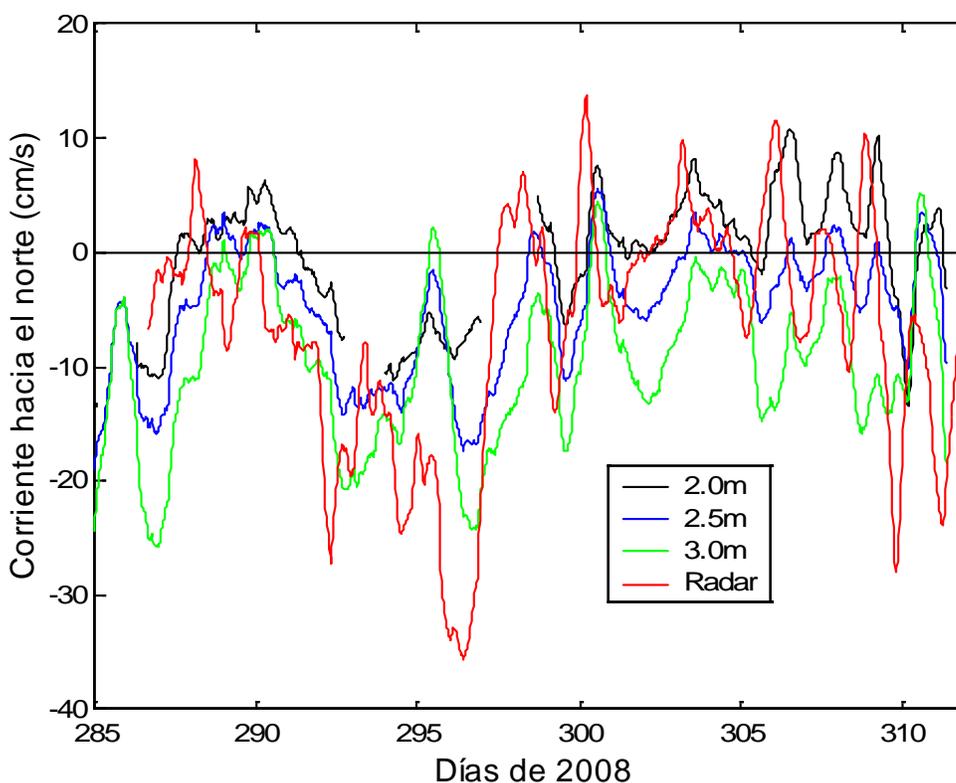


Figura 24. Comparación de mediciones con ADCP cerca de la superficie con mediciones con el radar en el mismo punto.

En la Figura 24 las líneas negra, azul y verde muestran la velocidad longitudinal (positivo hacia la cabeza del fiordo) de las corrientes medidas por el ADCP en aguas de 2, 2.5 y 3 metros de profundidad, respectivamente. En color rojo se muestra la corriente

superficial hacia el norte, medida desde el radar para el mismo punto. El radar mide las corrientes en el primer metro de la superficie.

Se observa una excelente coherencia entre las mediciones hechas por el ADCP y las realizadas por el radar. En general las corrientes cambian primero en la superficie, medido por el radar, y luego van cambiando a 2 m, 2.5 m, 3 m, etc. La coherencia entre ambos sistemas permite usar con confianza las mediciones hechas por el radar a otros puntos del fiordo.

Para estudiar las causas de la variabilidad de la corriente superficial se muestra en la figura 25 los vientos y las precipitaciones, además de las corrientes medidas por el radar y el ADCP en los primeros metros cercanos a la superficie.

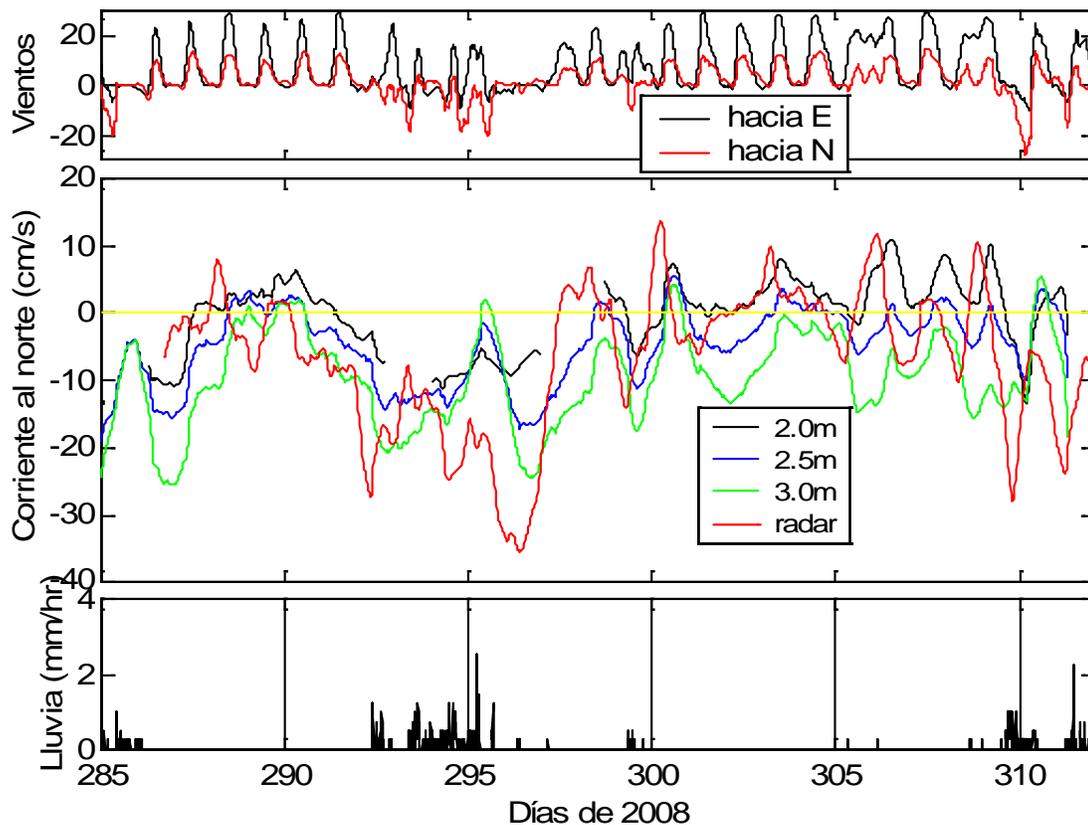


Figura 25. Corrientes con ADCP y radar, vientos y precipitaciones

La figura 25 muestra que cuando hay buen tiempo y el viento sopla hacia el noreste (hacia la cabeza del fiordo), la corriente residual superficial en el fiordo (primer metro de agua) tiende a moverse también hacia la cabeza, con velocidades promedio bajas (menores a 10 cm/s). Sin embargo, si el viento no es suficientemente intenso en algún momento la corriente superficial se volcará hacia la boca del fiordo. Este "derrame" de agua menos salada se hace aún más intenso si el viento cambia a viento de "mal tiempo" (días con lluvia en el diagrama anterior), es decir a viento con componente hacia el sur. En tal caso la velocidad residual (o sea, descontando la marea) puede alcanzar hasta 30 cm/s hacia la boca durante varios días.

1.2 Caracterización biológica del área de estudio (columna de agua)

La presente sección entrega los resultados obtenidos durante 4 campañas de mediciones realizadas en el estuario Reloncaví entre agosto de 2008 y mayo de 2009.

Clorofila total y Clorofila fraccionada

Los valores de clorofila-*a* (clo-*a*) integrada oscilaron entre 13.3 y 253.8 mg m⁻² (Fig. 26). Respecto de la contribución por fracción de tamaño al total de clo-*a*, el mayor aporte durante agosto 2008 estuvo determinado por la fracción <2 µm, con valores promedio de 6.1 ± 0.46 mg m⁻², lo que representó una contribución promedio de 38% al total de clo-*a*. Sin embargo, para el mes de febrero 2009 se observó una marcada alza registrándose un valor promedio de 207.3 ± 70.1 mg m⁻², siendo la fracción >20 µm la más importante, alcanzando una contribución del 77%.

El patrón de distribución temporal de la clo-*a* presentó marcada estacionalidad con mínimos y máximos para los períodos de invierno y primavera respectivamente (Fig. 27). Los valores integrados en los 10 primeros metros oscilaron entre 4.1 y 8.6 para agosto y entre 10.6 y 78.7 mgm⁻² para noviembre. Especialmente, durante el período invernal la clo-*a* estuvo distribuida de manera homogénea a lo largo del fiordo, salvo por un máximo (8.6 mg m⁻²) en la boca del fiordo, estación 1cc. Durante primavera hubo una tendencia a encontrar valores relativos más altos en la cabecera del fiordo (estación 6cc) con valores de 37.4 y 78.7 mg m⁻² para octubre y noviembre, respectivamente (Fig. 27). Por otra parte, la distribución vertical de la clo-*a* dentro de los primeros 20 m de la columna de agua, presentó durante los períodos de invierno y otoño una distribución homogénea con valores que oscilaron entre 0.3 y 3.7 mg m⁻³, mientras que para primavera y verano se presentaron máximos de clo-*a* a 5 y 10 m con valores entre 0.3 y 14.2 mg m⁻³ (Fig. 28).

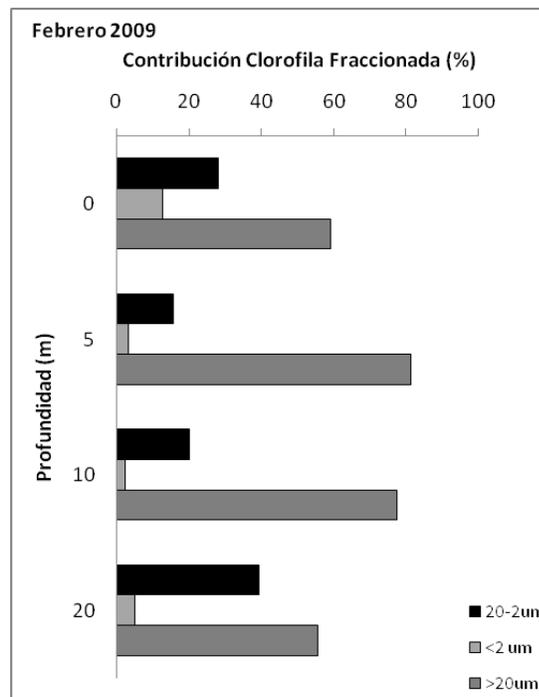
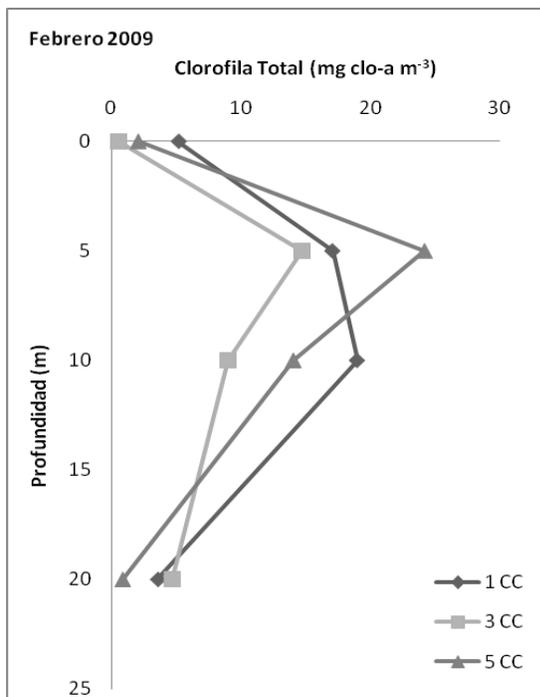
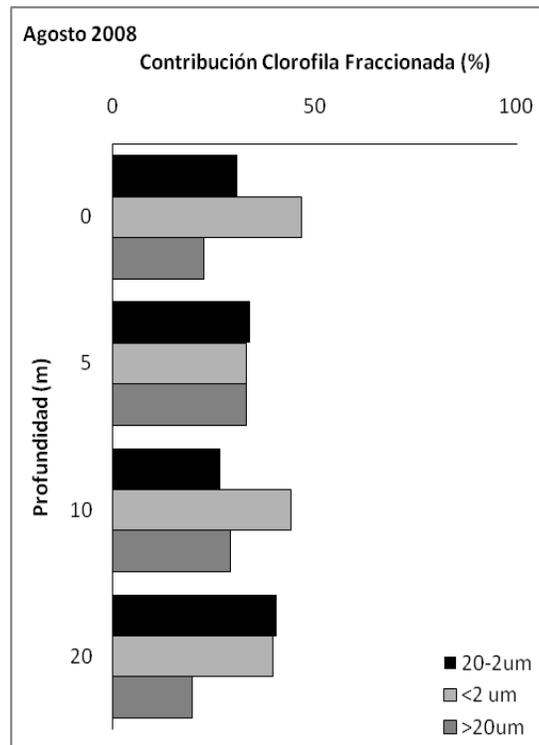
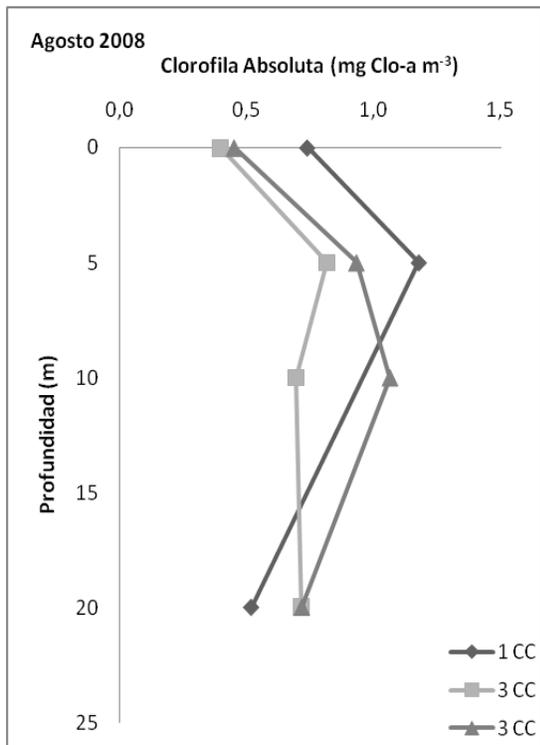


Figura 26. Clorofila-a total y contribución de las fracciones de tamaño del fitoplancton en la estación de proceso en agosto 2008 en el Estuario de Reloncavi.

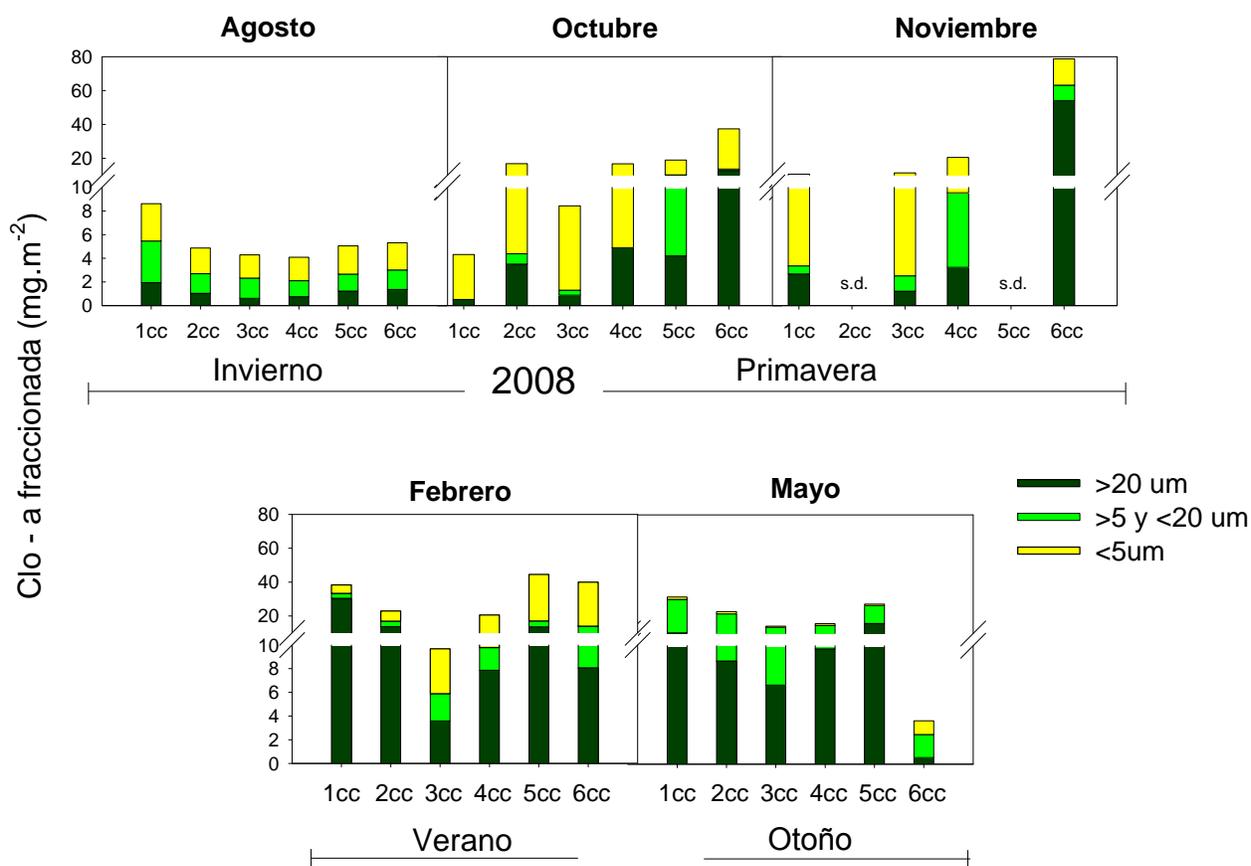


Figura 27. Clorofila fraccionada ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$) integrada a 10 m para las estaciones de la transecta muestreadas durante invierno, primavera, verano y otoño en el fiordo Reloncaví. (s.d. = sin data).

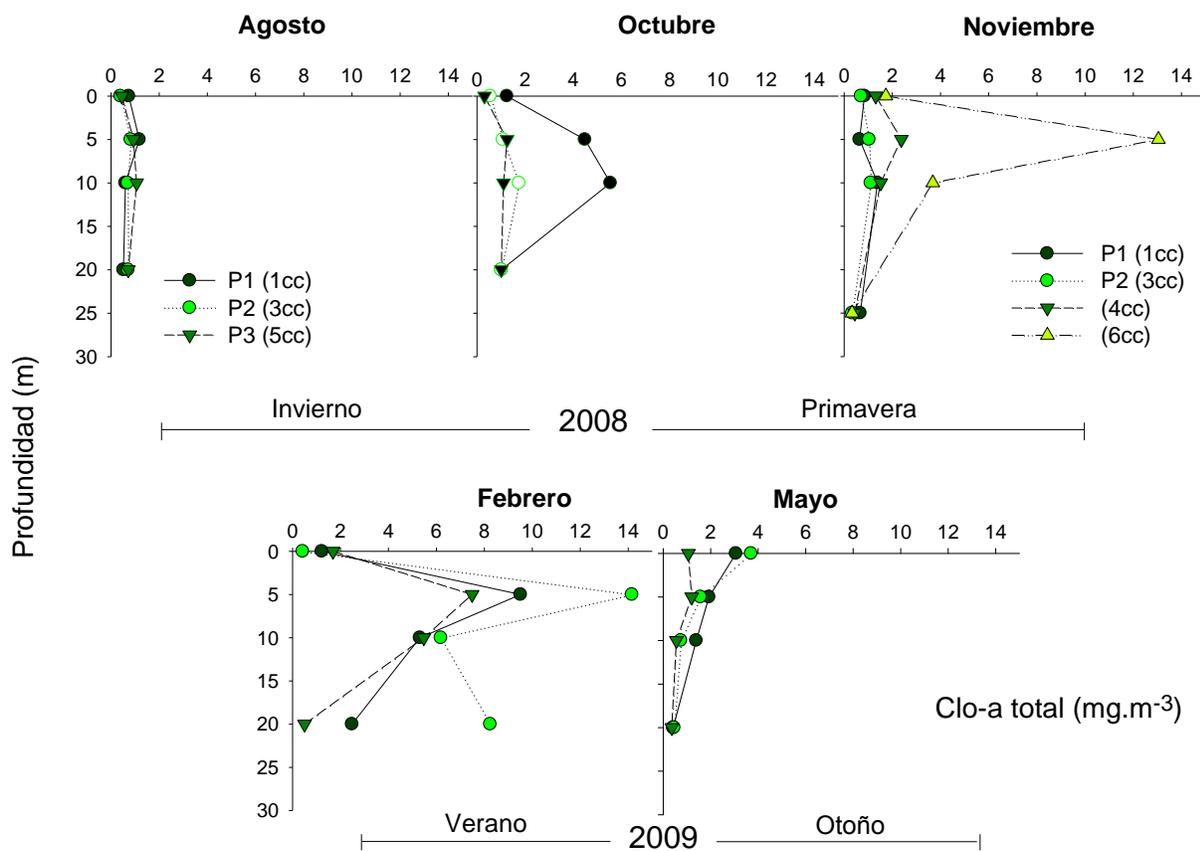


Figura 28. Distribución vertical de clorofila total ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$) hasta 20 m para las estaciones de procesos (P1, P2 y P3) durante invierno, primavera, verano y otoño en el fiordo Reloncavi.

Abundancia y composición de Fitoplancton

El mayor aporte a la abundancia fitoplanctónica estuvo dada por el grupo de las Diatomeas Céntricas (Bacillariophyceae) superando el 90% de la abundancia total en los meses de agosto y octubre 2008, mientras que para el mes de febrero 2009 la contribución estuvo fuertemente influenciada por el grupo de Dinoflagelados tecados (Dinophyceae) alcanzando una contribución promedio de 62% y llegando a un máximo por sobre el 90% a los 5 m de profundidad, donde el mayor aporte estuvo dado por la presencia del dinoflagelado *Prorocentrum micans*. Durante el mes de mayo 2009 en superficie hubo un aporte del 60% de la fracción del microfitoplancton dominado principalmente por diatomeas céntricas, no así en el resto de la columna de agua en donde se observó un aporte por sobre un 60% de la fracción correspondiente al nanoplancton (2–20 μm), siendo ésta dominada por diatomeas Pennadas observándose para todos los periodos muestreados una estructura homogénea en la columna de agua (Fig. 29, Tabla 10).

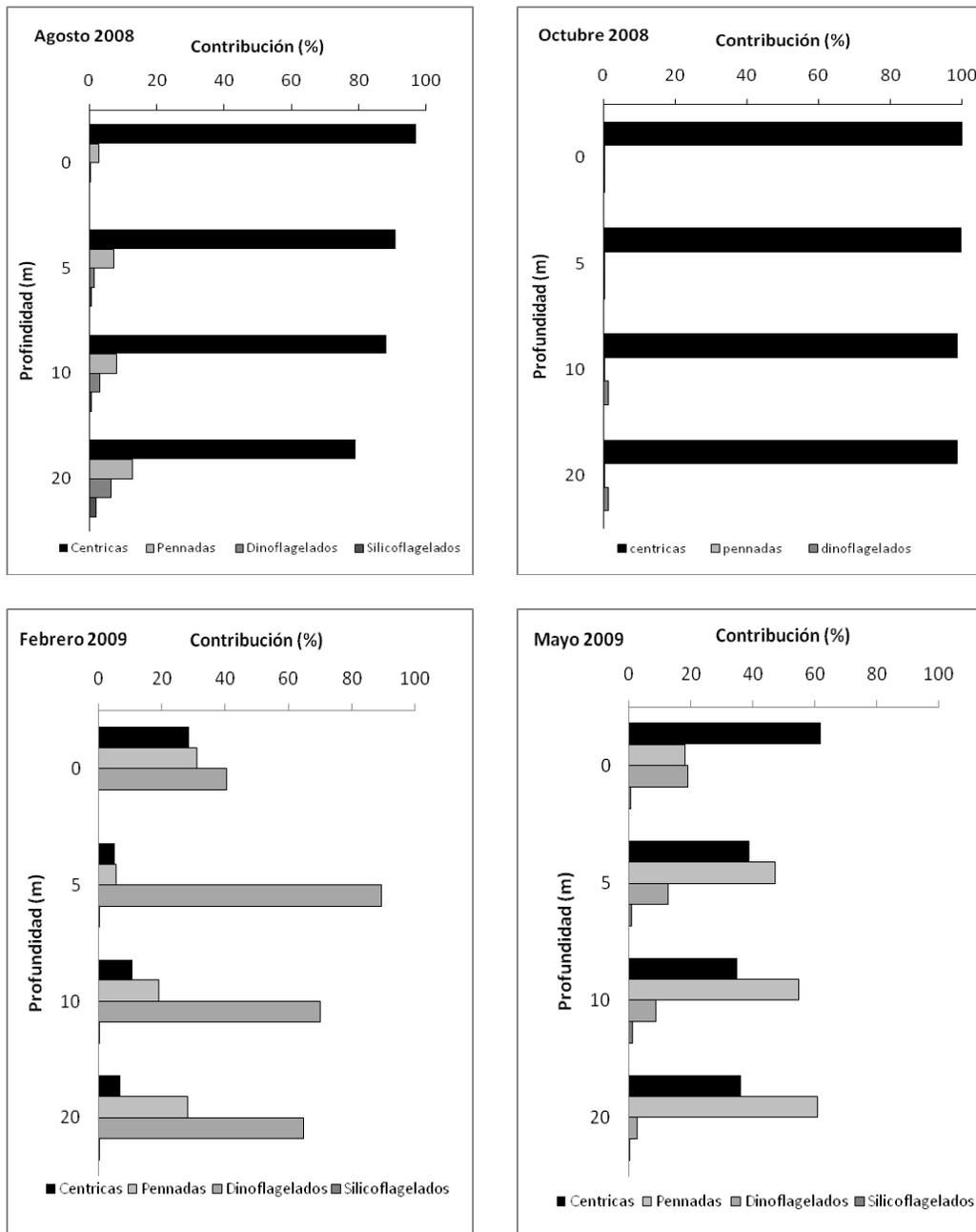


Figura 29. Contribución por taxa fitoplanctónica (promedio) en las estaciones proceso (P1, P2, P3) durante los meses de agosto y octubre 2008, febrero y mayo 2009, en el Estuario de Reloncaví.

Carbono Orgánico Particulado (COP)

El COP de la columna de agua, al igual que la *clo-a*, presentó una marcada estacionalidad entre los valores de otoño-invierno y primavera-verano (Fig. 30 y 31). Durante agosto 2008 la distribución espacial del COP a lo largo del fiordo, presentó un patrón homogéneo con un valor promedio de $1367 \pm 171 \text{ mg m}^{-2}$ integrado en los primeros 10 m de la columna de agua. En contraste, durante octubre y noviembre del mismo año la distribución del COP exhibió mayor heterogeneidad entre estaciones, sin presentar una tendencia evidente y con valores entre 4157.1 y 7084.6 mg m^{-2} (Tabla 11). En febrero del año 2009 las concentraciones de COP en el área de estudio presentaron una alta heterogeneidad, similar a lo observado durante octubre y noviembre del año 2008, promediando los $4541.4 \pm 1569.8 \text{ mg m}^{-2}$. Sin embargo, durante mayo las concentraciones de COP en esta área fueron más homogéneas alcanzando en promedio $1477.8 \pm 461.9 \text{ mg m}^{-2}$. La distribución vertical del COP observada principalmente en las estaciones de procesos (P1, P2 y P3), presentó un patrón general decreciente entre la superficie y las zonas más profundas de la columna de agua, presentando incrementos importantes durante el período de verano entre los 5 y 20 m de profundidad en esta zona de estudio. Durante invierno del año 2008 y otoño del año 2009, el COP no presentó mayores diferencias, salvo valores ligeramente mayores en superficie. Durante el período de verano correspondiente a noviembre del año 2008, los valores del COP en la región superficial fueron muy similares a los observados durante el período de octubre del mismo año, sin embargo se observa un incremento significativo a los 5 m de profundidad que osciló entre los 900 y $\sim 1200 \text{ ug L}^{-1}$, principalmente en las estaciones 3cc, 4cc y 6cc del fiordo de Reloncaví. A mediados del período estival (febrero) del año 2009 las concentraciones del COP superficial decaen, oscilando entre 214-350 ug L^{-1} , alcanzando sus máximos incrementos entre los 5 y 10 m de profundidad con valores entre 300-650 ug L^{-1} , con un máximo de 1136 ug L^{-1} a los 5 m de profundidad en la estación 5 cc del área de estudio. Durante mayo 2009 los valores de COP fueron similares ($\sim 140 \text{ ug L}^{-1}$) en los primeros 20 m de la columna de agua.

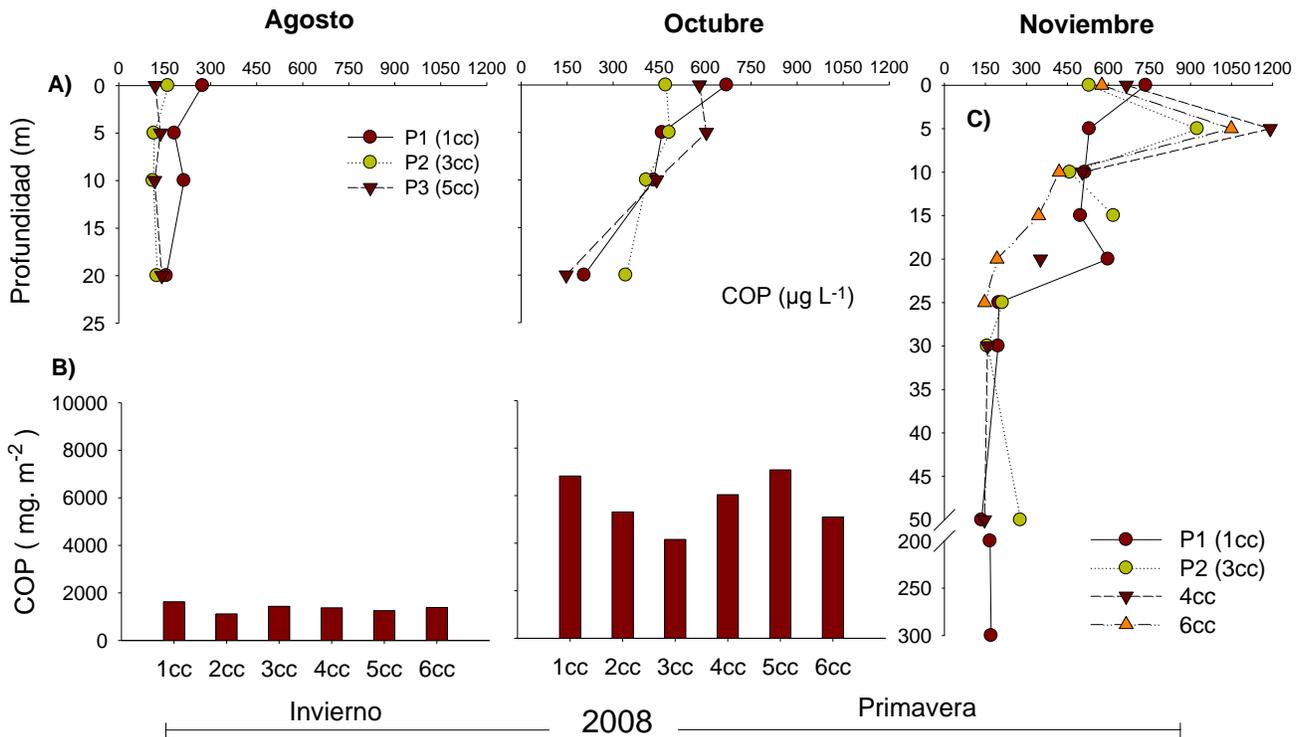


Figura 30. Carbono orgánico particulado (COP) A.) Distribución vertical ($\mu\text{g L}^{-1}$) hasta 20 m para las estaciones de proceso y B.) COP integrado a 10 m. (gr.m^{-2}) para las estaciones de la transecta muestreadas durante invierno y primavera en el fiordo Reloncavi. C.) distribución vertical ($\mu\text{g L}^{-1}$) hasta 300 m para las estaciones de procesos (P1 y P2) y estaciones de transecta (4cc y 6cc) durante Noviembre 2008.

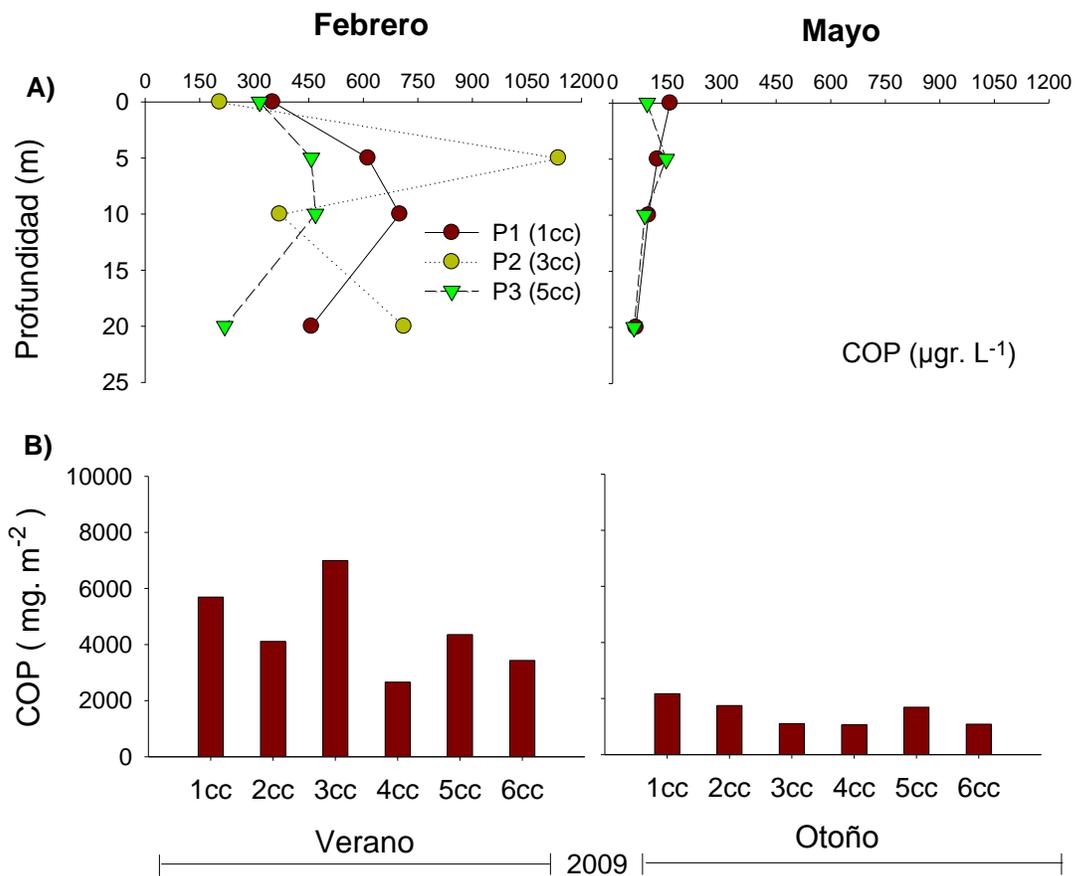


Figura 31. Carbono orgánico particulado (COP) A.) Distribución vertical ($\mu\text{g L}^{-1}$) hasta 20 m para las estaciones de procesos y B.) COP integrado a 10 m. (gr.m^{-2}) para las estaciones de la transecta muestreadas durante verano y otoño del año 2009 en el fiordo Reloncaví.

Tabla 11. Carbono orgánico particulado A.) integrado a 10 m (mg m^{-2}) para las estaciones de transecta y B.) distribución vertical ($\mu\text{g.L}^{-1}$) hasta 20 m para las estaciones de procesos durante invierno y primavera. C.) distribución vertical ($\mu\text{gr L}^{-1}$) hasta 300 m para las estaciones de procesos (P1 y P2) y estaciones de transecta (4cc y 6cc) durante noviembre. (s.d. = sin data).

A.)																					
Periodo/ Estación	Agosto	Octubre	Noviembre	Febrero	Mayo																
1cc	1627,7	6825,8	6250	5690,9	2173,0																
2cc	1120,3	5313	s.d	4111,2	1749,7																
3cc	1435,7	4157,1	4940,5	6994,4	1106,4																
4cc	1375,5	6043,2	5851,3	2660,1	1060,0																
5cc	1254,9	7084,6	s.d	4356,4	1690,4																
6cc	1389,5	5095,9	4978	3434,9	1087,7																
<table border="0" style="width:100%; text-align:center;"> <tr> <td></td> <td>Invierno</td> <td>2008</td> <td>Primavera</td> <td>Verano</td> <td>2009</td> <td>Otoño</td> <td colspan="4"></td> </tr> </table>												Invierno	2008	Primavera	Verano	2009	Otoño				
	Invierno	2008	Primavera	Verano	2009	Otoño															
B.)																					
Estación / Prof. (m)	Invierno			Primavera			C.)														
	P1 (1cc)	P2 (3cc)	P3 (5cc)	P1 (1cc)	P2 (3cc)	P3 (5cc)	P1 (1cc)	P2 (3cc)	4cc	6cc											
0	273,3	159,9	119,1	670	471,3	581,6	736,5	529,2	665,6	575,7											
5	181,6	115	136,1	459,6	482,7	603,8	529,9	924,6	1191,9	1049,4											
10	213,2	111,5	117,4	432	407,9	441,9	513,5	458,9	504,6	419,9											
15	s.d	s.d	s.d	s.d	s.d	s.d	497,3	618,5	s.d	344,4											
20	155,1	124,7	140,7	205,8	341,1	146,9	598,3	s.d	351,5	192,6											
25							199	211,9	s.d	146,9											
30							196,4	157	157,6												
50							135,8	277,8	147												
100							138,2	164,4	179,6												
150							349,9														
200							167,2														
300							171,21														
<table border="0" style="width:100%; text-align:center;"> <tr> <td></td> <td>Invierno</td> <td>2008</td> <td>Primavera</td> <td colspan="7"></td> </tr> </table>												Invierno	2008	Primavera							
	Invierno	2008	Primavera																		

Biomasa de Bacterias y Nanoflagelados

Bacterias y nanoflagelados presentaron patrones contrastantes en abundancia y biomasa entre los períodos estival e invernal (Fig. 32). Los valores de biomasa bacteriana integrada a 10 m más bajos del período de estudio ($28.9 - 43.9 \text{ mg m}^{-2}$) se registraron en agosto, período en el cual la biomasa bacteriana estuvo en el mismo rango que la de nanoflagelados totales ($13.4 - 28.3 \text{ mg m}^{-2}$). Por su parte, estos últimos presentaron valores mínimos de biomasa ($5.9 - 9.1 \text{ mg m}^{-2}$) durante mayo, único período en el cual la biomasa de nanoflagelados heterótrofos excedió, en promedio, cuatro veces la de autótrofos (Fig. 32, Tabla 12). Para el período invernal, bacterias y nanoflagelados presentaron un patrón de distribución de biomasa más o menos homogéneo a lo largo del fiordo. Durante primavera se registró la mayor biomasa bacteriana integrada a 10 m (estación 1cc, 271.5 mg m^{-2}) del período de estudio (Tabla 12). Por su parte, durante el período estival, una mayor heterogeneidad en el patrón de distribución espacial de la biomasa se presentó en octubre y noviembre, con valores en un rango de $79.6 - 271.5$ y $99.5 - 231 \text{ mg m}^{-2}$, respectivamente. Solamente en febrero se registró un gradiente descendente de la biomasa desde la entrada del fiordo hacia la cabecera (Fig. 32, Tabla 12). A diferencia de las bacterias, los nanoflagelados y en particular los autótrofos evidenciaron un aumento importante en la biomasa durante verano, con valores en un amplio rango (7.9 a 192.9 mg m^{-2}) en los primeros 10 m. Al igual que para bacterias durante este período, los nanoflagelados autótrofos mostraron una tendencia descendente en la biomasa en dirección a la cabecera del fiordo, excepto en la estación 4cc, donde la biomasa de nanoflagelados autótrofos (108.7 mg m^{-2}) superó la de bacterias (99.5 mg m^{-2}) (Tabla 12). La distribución vertical de la biomasa de bacterias y nanoflagelados no presentó diferencias marcadas durante los períodos de invierno y otoño, exhibiendo un patrón homogéneo hasta 20 m. Durante primavera y verano la distribución vertical de bacterias presentó mayores variaciones respecto de la de nanoflagelados, concentrando mayores biomasa entre los 5 y 10 m. No hubo patrón definido entre las tres estaciones muestreadas en octubre, encontrándose máximos de biomasa a 5 (40.1 ugC L^{-1}) y a 10 m (19.6 ugC L^{-1}) para las estaciones 5cc y 3cc, respectivamente. La estación 1cc presentó un patrón descendente desde superficie hasta 20 m. Al igual que para invierno y otoño, la distribución vertical de la biomasa de nanoflagelados totales no presentó mayores variaciones entre primavera y verano, salvo

para la estación 1cc, dónde se presentó un máximo a 10 m correspondiente a la mayor biomasa de nanoflagelados del período de estudio, compuesta principalmente por nanoflagelados autótrofos (Fig. 32).

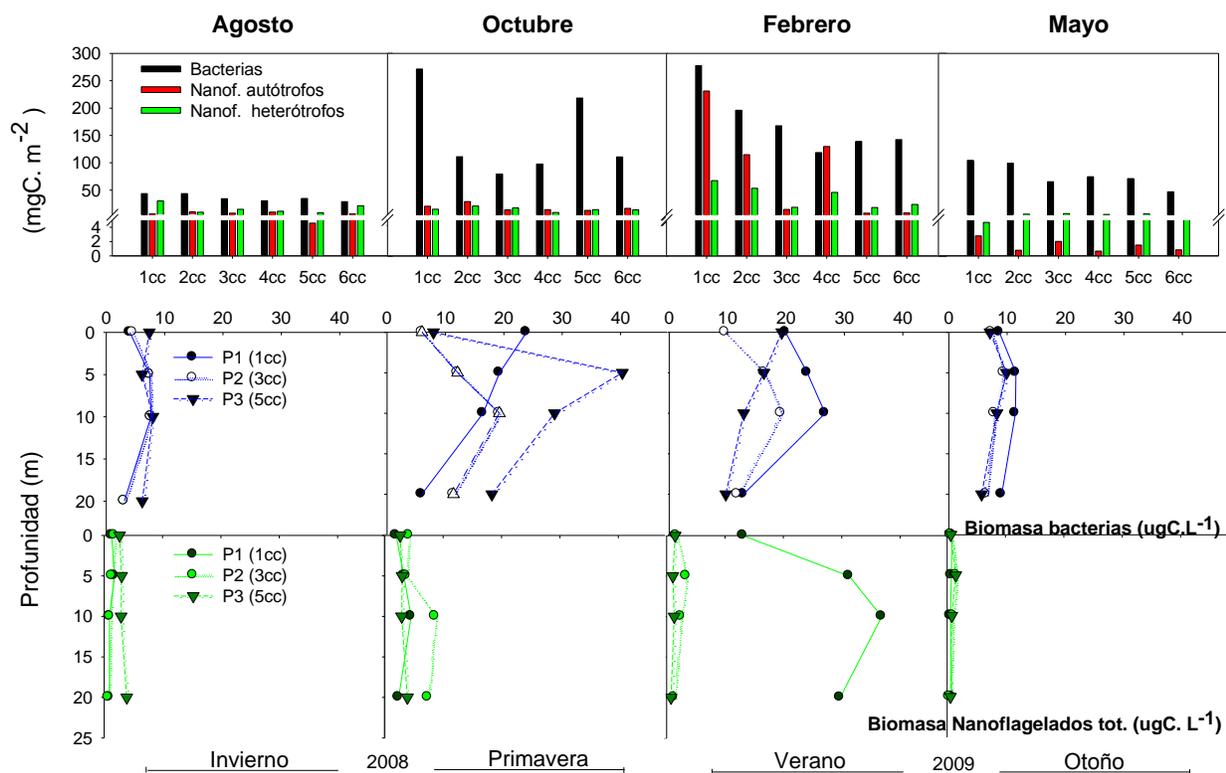


Figura 32. Biomasa de bacterias y nanoflagelados (autótrofos y heterótrofos) integrada a 10 m. ($\text{mgC} \cdot \text{m}^{-2}$) para las estaciones de la transecta (panel superior) y biomasa de bacterias y nanoflagelados totales hasta 20 m ($\mu\text{gC} \cdot \text{L}^{-1}$) para las estaciones de procesos durante invierno, primavera, verano y otoño en el fiordo Reloncaví (panel inferior).

Tabla 12. Biomasa de A.) bacterias y nanoflagelados (autótrofos y heterótrofos) integrada a 10 m (mgC.m⁻²) para las estaciones de transecta y distribución vertical de B.) bacterias y C.) Nanoflagelados totales (µgC L⁻¹) hasta 20 m para las estaciones de procesos durante invierno, primavera, verano y otoño en el fiordo Reloncaví.

A.)

Periodo	Agosto			Octubre			Febrero			Mayo		
Estación	BA	NFA	NFH	BA	NFA	NFH	BA	NFA	NFH	BA	NFA	NFH
1cc	43,82	6,71	20,53	271,49	20,70	15,30	231,42	192,87	56,98	104,60	2,79	4,67
2cc	43,85	10,57	9,71	111,18	29,29	21,14	163,68	96,29	45,27	99,32	0,80	6,21
3cc	34,43	8,00	15,00	79,63	14,09	17,61	140,21	13,27	16,39	65,51	2,03	7,09
4cc	30,63	9,85	11,43	97,95	14,53	9,25	99,50	108,70	39,07	74,52	0,68	5,57
5cc	34,74	4,57	8,85	218,48	13,21	14,53	116,55	7,60	16,20	71,21	1,52	6,58
6cc	28,96	6,71	21,58	110,76	16,73	14,09	119,25	7,85	20,76	47,08	0,84	5,06

B.)

Prof. (m) / Est.	P1 (1cc)	P2 (3cc)	P3 (5cc)	P1 (1cc)	P2 (3cc)	P3 (5cc)	P1 (1cc)	P2 (3cc)	P3 (5cc)	P1 (1cc)	P2 (3cc)	P3 (5cc)
0	4,04	4,55	7,39	23,88	5,99	7,95	19,94	9,57	19,29	8,66	7,29	7,06
5	7,46	7,46	6,14	19,26	12,07	40,29	23,65	16,27	16,24	11,50	9,45	9,90
10	7,68	7,68	7,99	16,44	19,22	28,70	26,71	19,18	12,77	11,41	7,84	8,24
20	3,10	3,10	6,17	5,94	11,38	17,95	12,69	11,66	9,69	9,07	6,39	5,62

C.)

Prof. (m) / Est.	P1 (1cc)	P2 (3cc)	P3 (5cc)	P1 (1cc)	P2 (3cc)	P3 (5cc)	P1 (1cc)	P2 (3cc)	P3 (5cc)	P1 (1cc)	P2 (3cc)	P3 (5cc)
0	1,29	1,77	0,69	1,94	4,14	2,64	13,11	1,67	1,47	0,84	0,61	0,64
5	1,78	1,37	0,94	3,28	3,70	2,99	31,26	3,38	1,06	0,74	1,55	1,49
10	0,91	1,00	1,14	4,52	8,63	2,91	36,86	2,43	1,32	0,57	1,01	0,81
20	0,91	0,74	1,83	2,38	7,40	3,87	29,72	1,27	0,76	0,78	0,41	0,57

Invierno	2008	Primavera	Verano	2009	Otoño
----------	------	-----------	--------	------	-------

Abundancia de Microzooplancton y Pellet fecales

Al igual que el bacterioplancton y el nanoplancton, el microzooplancton presentó marcada variación estacional tanto en abundancia como en biomasa (Fig. 33). Los valores integrados hasta 10 m durante invierno, primavera y otoño fueron relativamente bajos estando en un rango de 3.5 a 156.3 mgC m⁻² (Tabla 14). Durante el verano, la biomasa aumentó abruptamente llegando a un valor máximo de 10447.6 mgC m⁻² (estación 1cc), y siendo en promedio (2778.7 ± 3861.4 mgC m⁻²), dos órdenes de magnitud mayor que el resto de los períodos (Fig. 33). La contribución de los diferentes grupos a la biomasa total del microzooplancton durante invierno, primavera y otoño estuvo determinada principalmente por los estadios naupliares de diferentes especies de copépodos, eufáusidos y cirripedios, los cuales aportaron más del 80 % de la biomasa durante estos períodos. El grupo de los ciliados, incluyendo a los tintínidos, no representaron una contribución significativa a la biomasa del microzooplancton durante ninguno de los períodos, con un promedio del 2% y con valores mínimos en otoño (0.01 ± 0.02 mgC m⁻²) y máximos en verano (20.9 ± 23.7 mgC m⁻²) (Tabla 13 y 14). Dentro de los géneros de ciliados lorizados predominantes en abundancia se encontró a *Protorhabdonella*, *Dadayella*, *Helicostomella* y *Parundella*, mientras que *Strombidium* dentro de los ciliados sin lorica, fue el más abundante. Por otra parte, los dinoflagelados a lo largo del período de estudio estuvieron representados principalmente por los géneros *Protoperdinium*, *Ceratium* y *Dinophysis*, sin embargo, durante el verano cuando este grupo representó el mayor aporte en biomasa, esta fue determinada por el género *Prorocentrum*, en particular por la especie *P. micans*, la cual representó en promedio más del 98% de la biomasa de los dinoflagelados durante febrero (Tabla 14). La distribución vertical del microzooplancton en los primeros 20 m no presentó ningún patrón ni para el grupo completo ni para cada uno de los componentes en particular, siendo los nauplii el único grupo con tendencia a presentar mayor abundancia a 10 y 20 m durante todos los períodos de estudio. El máximo de biomasa registrado durante verano para la especie de dinoflagelado *P. micans* ocurrió a 10 m con un valor de 1850 µgC. L⁻¹ (Tabla 15).

La biomasa de pellet fecales en los primeros 10 m de la columna de agua, presentó valores bajos durante invierno, verano y otoño en un rango de 0.1 a 5.6 mgC m⁻², mientras que durante primavera se presentaron las mayores biomásas, con un valor promedio entre

estaciones de $14.7 \pm 9.1 \text{ mgC m}^{-2}$ (Fig. 33, Tabla 13 y 14). La biomasa de pellets totales, como para cada grupo en particular, no presentó patrones de distribución espacial evidentes durante ninguno de los períodos, encontrándose una abundancia homogénea a lo largo del fiordo. Del mismo modo, la distribución vertical de esta variable tampoco presentó un patrón definido dentro de los primeros 20 m de profundidad, mostrando solo una leve tendencia a encontrar mayores biomazas a 10 y 20 m. La contribución por cada uno de los grupos a la biomasa total de pellet fecales determinó una dominancia para copépodos y eufáusidos durante todos los períodos estudiados. Los aportes de cada uno de estos fueron variables, con rangos promedio de 53, 22, 41 y 47% para copépodos y 12, 35, 40 y 35% para eufáusidos, durante invierno, primavera, verano y otoño, respectivamente. Los pellets de apendicularias tuvieron una contribución menor al total de la biomasa de la columna de agua (hasta 10 m), promediando un 15%, mientras que el porcentaje de los pellets que no pudieron ser identificados y que fueron clasificados como indeterminados correspondió solo al 14%.

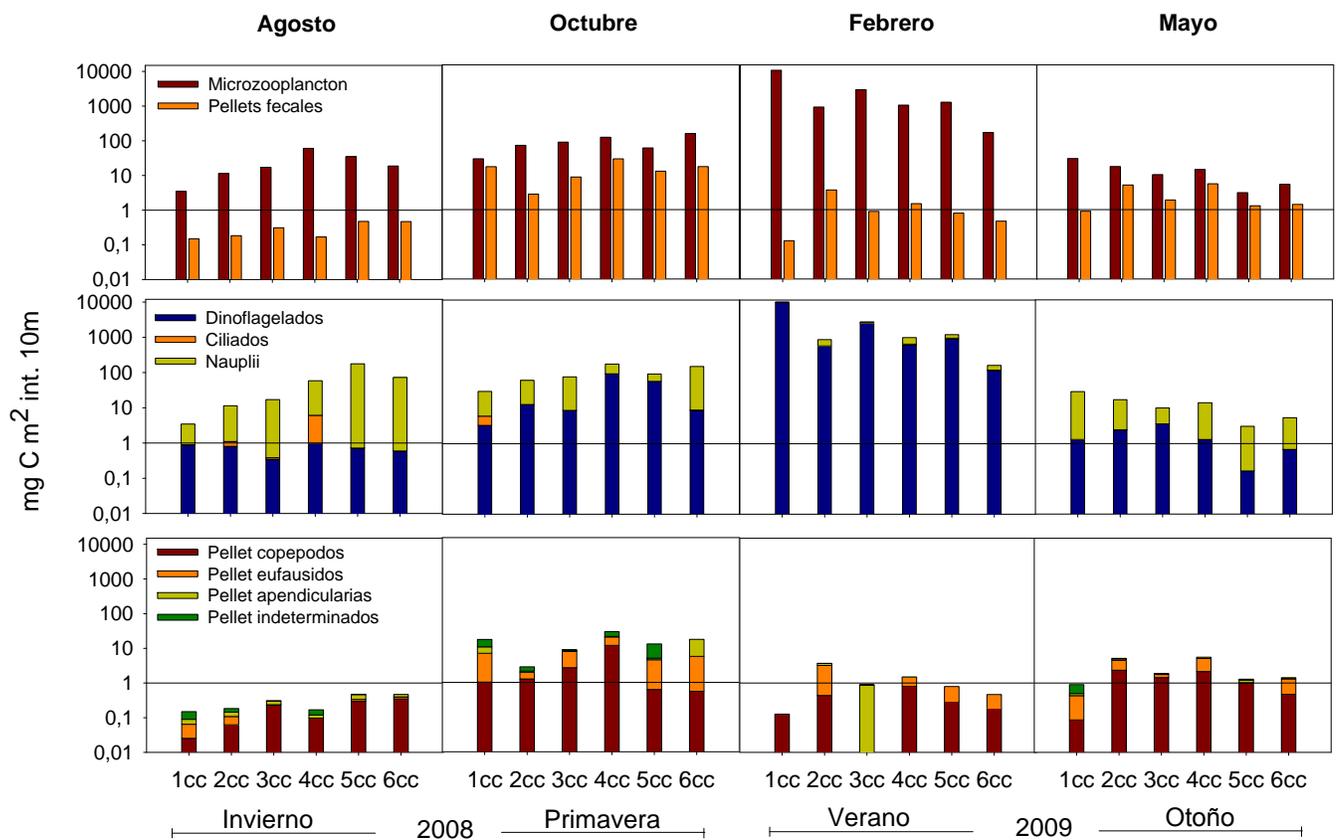


Figura 33. Biomasa de microzooplancton y pellets fecales totales (panel superior), biomasa de dinoflagelados, ciliados y nauplii totales (panel central) y biomasa de pellets de copépodos, eufausidos, apendicularias e indeterminados, integrada a 10 m. (mgC m^{-2}) en la las estaciones de transecta durante invierno, primavera, verano y otoño en el fiordo Reloncavi.

Tabla 13. Biomasa de A.) microzooplancton y pellets fecales totales B.) dinoflagelados, ciliados y nauplii totales y C.) pellets de copépodos, eufáusidos, apendicularias e indeterminados, integrada a 10 m (mgC m⁻²) para las estaciones de transecta durante invierno y primavera en el fiordo Reloncavi.

A) Estación	Microzooplancton total	Pellet fecales totales		Microzooplancton total	Pellet fecales totales			
1cc	3,5	0,1496		29,2	17,3			
2cc	11,3	0,1839		71,6	2,8			
3cc	17,2	0,3114		88,6	8,7			
4cc	60,4	0,1689		121,9	29,1			
5cc	34,8	0,4745		60,0	12,8			
6cc	18,7	0,4691		156,8	17,4			
B) Estación	Dinoflagelados totales	Ciliados totales	Nauplii total	Dinoflagelados totales	Ciliados totales	Nauplii total		
1cc	0,9	0,0	2,6	1,9	2,8	24,5		
2cc	0,9	0,1	10,3	21,5	0,0	50,0		
3cc	0,6	0,0	16,6	18,1	0,2	70,3		
4cc	2,9	5,1	52,4	34,8	0,8	86,2		
5cc	2,3	0,0	32,4	23,8	0,1	36,1		
6cc	1,8	0,0	16,9	9,8	0,4	146,6		
C) Estación	Pellet Copépodos	Pellet Eufáusidos	Pellet Apendicularias	Pellet indeterminados	Pellet Copépodos	Pellet Eufáusidos	Pellet Apendicularias	Pellet indeterminados
1cc	0,0	0,039	0,025	0,060	1,013	5,845	3,669	6,726
2cc	0,1	0,046	0,036	0,039	1,250	0,709	0,142	0,704
3cc	0,2	0,004	0,061	0,015	2,657	5,275	0,170	0,620
4cc	0,1	0,000	0,023	0,049	11,633	8,726	0,692	8,046
5cc	0,3	0,041	0,126	0,013	0,624	3,848	0,514	7,851
6cc	0,3	0,049	0,070	0,003	0,553	5,076	11,752	0,000

INVIERNO 2008

PRIMAVERA 2008

Tabla 14. Biomasa de A.) microzooplancton y pellets fecales totales B.) dinoflagelados, ciliados y nauplii totales y C.) pellets de copépodos, eufáusidos, apendicularias e indeterminados, integrada a 10 m (mgC m⁻²) para las estaciones de la transecta durante verano y otoño en el fiordo Reloncaví.

Periodo	Febrero			Mayo				
A) Estación	Microzooplancton total	Pellet fecales totales		Microzooplancton total	Pellet fecales totales			
1cc	10447,6	0,1		29,8	0,9			
2cc	903,4	3,7		17,6	5,1			
3cc	2874,2	0,9		10,2	1,9			
4cc	1029,3	1,5		14,4	5,6			
5cc	1250,5	0,8		3,1	1,3			
6cc	167,6	0,5		5,4	1,4			
B) Estación	Dinoflagelados totales	Ciliados totales	Nauplii total	Dinoflagelados totales	Ciliados totales	Nauplii total		
1cc	10290,1	3,5	154,0	1,3	0,0	28,5		
2cc	594,3	2,1	307,0	2,4	0,1	15,1		
3cc	2663,2	18,7	192,3	3,6	0,0	6,6		
4cc	633,2	36,3	359,8	1,3	0,0	13,1		
5cc	930,3	60,9	259,3	0,2	0,0	2,9		
6cc	118,9	3,6	45,1	0,7	0,0	4,7		
C) Estación	Pellet Copépodos	Pellet Eufáusido	Pellet Apendicularias	Pellet indeterminados	Pellet Copépodos	Pellet Eufáusidos	Pellet Apendicularias	Pellet indeterminados
1cc	0,127	0,000	0,000	0,000	0,086	0,346	0,064	0,402
2cc	0,437	2,760	0,475	0,019	2,337	2,144	0,453	0,202
3cc	0,000	0,000	0,876	0,014	1,432	0,328	0,011	0,124
4cc	0,824	0,653	0,007	0,000	2,144	2,961	0,445	0,009
5cc	0,296	0,494	0,000	0,000	1,002	0,016	0,178	0,096
6cc	0,189	0,274	0,000	0,000	0,469	0,846	0,094	0,004

VERANO 2009

OTOÑO 2009

Tabla 15. Distribución vertical de la biomasa de microzooplancton total, dinoflagelados, ciliados y nauplii totales ($\mu\text{gC L}^{-1}$) hasta 20 m para las estaciones de procesos durante invierno, primavera, verano y otoño en el fiordo Reloncavi. (s.d. = sin data).

		Agosto			Octubre			Febrero			Mayo					
	Prof (m) / Estación	1cc-P1	3cc-P2	5cc-p3	1cc-P1	3cc-P2	5cc-p3	1cc-P1	3cc-P2	5cc-p3	1cc-P1	3cc-P2	5cc-p3			
Microzoos total	0	0,000	0,000	0,029	0,757	0,160	3,280	210,283	1,749	3,878	0,490	0,173	0,048			
	5	0,613	0,000	0,004	0,378	12,319	3,888	213,771	831,210	226,385	2,330	1,030	2,626			
	10	1,095	0,209	2,678	0,174	6,954	8,723	1857,032	381,091	208,251	3,200	0,387	0,183			
	20	s.d.	1,721	0,797	4,121	25,426	0,047	115,752	286,987	20,900	1,044	0,165	1,588			
Dinof. totales	0	0,000	0,000	0,035	0,252	0,140	3,280	208,003	1,635	3,681	0,022	0,065	0,048			
	5	0,049	0,239	0,013	0,337	2,105	3,859	210,266	824,026	215,724	0,311	0,328	0,475			
	10	0,142	0,206	0,220	0,128	2,294	1,475	1850,020	351,057	185,083	0,216	0,081	0,183			
	20	s.d.	0,023	0,005	0,372	0,960	0,047	115,585	275,175	19,512	0,475	0,033	0,130			
Ciliados totales	0	0,000	0,000	0,016	0,505	0,020	0,000	0,541	0,035	0,197	0,000	0,000	0,000			
	5	0,034	0,000	0,002	0,041	0,140	0,029	0,255	0,248	2,343	0,007	0,003	0,003			
	10	0,050	0,003	0,000	0,046	0,043	0,019	0,165	5,540	9,527	0,000	0,000	0,000			
	20	s.d.	0,011	0,000	0,048	0,002	0,000	0,004	1,012	1,388	0,000	0,000	0,000			
Nauplii	0	0,000	0,000	0,000	2,704	0,000	0,000	6,236	0,285	0,000	1,679	0,388	0,000			
	5	0,530	3,072	0,000	0,000	10,074	0,000	11,656	24,875	29,833	7,215	2,507	7,703			
	10	0,903	0,000	2,457	0,000	4,617	7,229	24,554	87,849	48,928	10,703	1,097	0,000			
	20	s.d.	1,687	0,797	3,700	24,464	0,000	0,585	38,735	0,000	2,039	0,474	5,228			
		Invierno			2008			Primavera			Verano			2009		Otoño

Flujo de material particulado

El flujo de material particulado a 50 m. para la estación 3cc presentó una alta variación estacional tanto en composición como en magnitud. El flujo de materia total (seston) obtenido por método gravimétrico fue mínimo durante invierno (2676.4 ± 436.2 $\text{mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$) y máximo durante otoño (6150.3 ± 38.1 $\text{mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$). La relación entre el material litogénico (ML), y la materia orgánica particulada (MOP) varió entre la temporada primavera-verano y la de otoño-invierno, siendo aproximadamente ~2:1 en promedio para primavera-verano y de 4:1 para invierno y otoño (Fig. 34, Tabla 16). El carbono orgánico particulado (COP) fue en promedio 132.6 y 81.8 $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ durante primavera-verano y otoño-invierno, respectivamente y representó, en promedio, ~10% del MOP tanto para otoño-invierno como para primavera-verano.

El flujo total de carbono biogénico presentó un patrón estacional distinto al del seston, alcanzado valores máximos durante primavera y mínimos durante invierno, en un rango de 6.3 a 35.2 $\text{mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$. Este flujo estuvo dominado principalmente por material fecal, fitoplancton y microzooplancton, de los cuales el material fecal aportó en promedio más del 80% al flujo total de carbono durante todos los períodos.

Los principales grupos zooplanctónicos que contribuyen con material fecal al flujo vertical estuvieron representados por los pellets de eufáusidos y apendicularias, quienes en promedio contribuyeron con un 64 y 24 %, respectivamente durante todos los períodos. Los pellets de copépodos e indeterminados aportaron el 12% restante. El flujo total de carbono de diatomeas osciló entre 0.01 (verano) y 12.8 (primavera) $\text{mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$, teniendo durante este último período una contribución importante (36%) al flujo total de carbono (Fig. 34, Tabla 16). Los principales géneros de diatomeas durante primavera, fueron *Skeletonema* y *Rhizosolenia* las cuales representaron más del 80% del total de carbono de diatomeas exportado durante este período. El flujo total de carbono de microzooplancton osciló entre 0.001 (primavera) y 5.01 (verano) $\text{mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$, teniendo durante este último período una contribución importante (20%) al flujo total de carbono (Fig. 26, Tabla 16). Dentro de los principales grupos de microzooplancton durante este período, estuvo el dinoflagelado *Prorocentrum micans* y el tintínido del género *Dadayella*, quienes aportaron 54 y 38%, respectivamente, del flujo total de carbono del grupo durante este período.

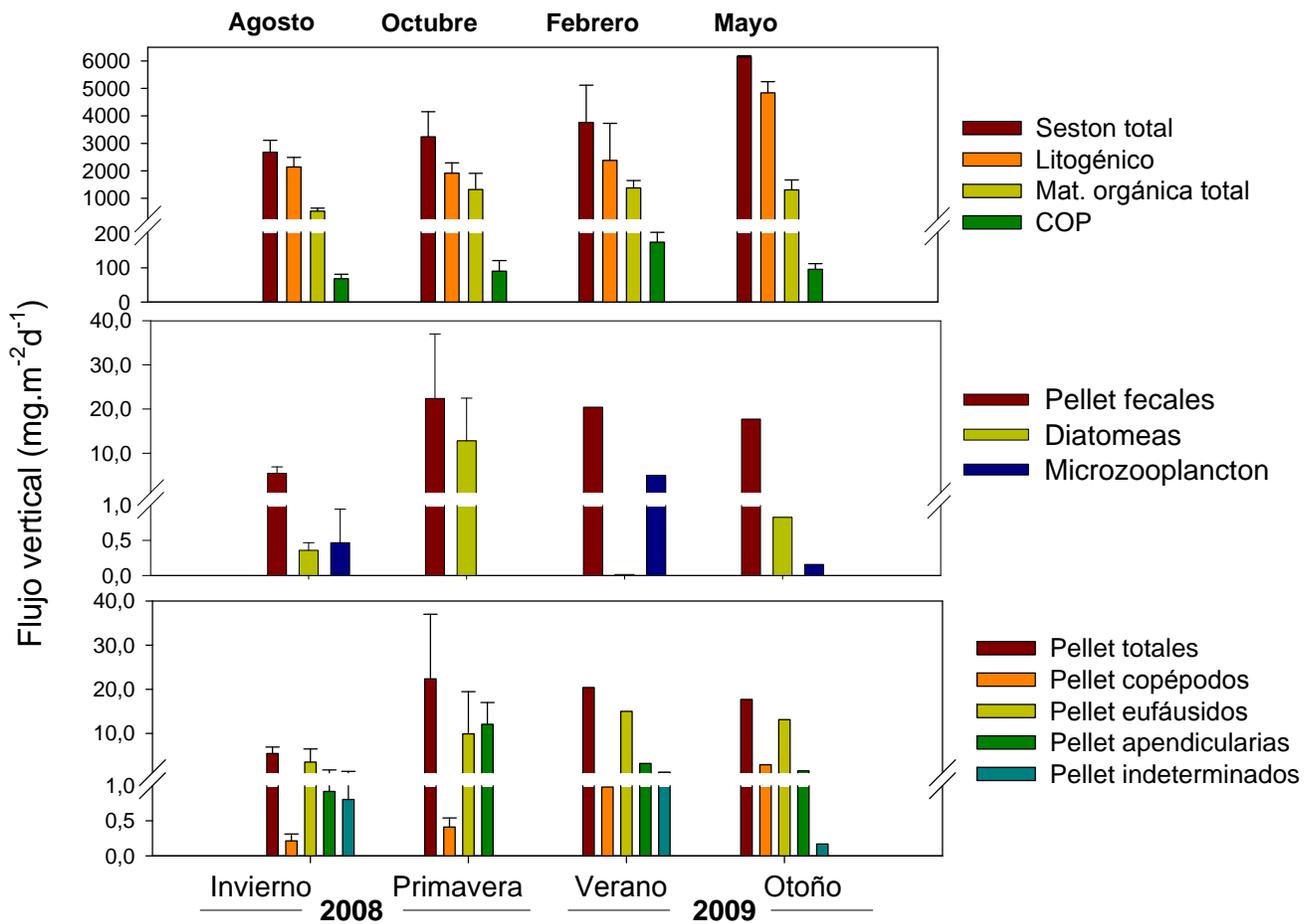


Figura 34. Flujo vertical de seston total, material litogénico, materia orgánica total y carbono orgánico particulado (COP) ($\text{mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$) (panel superior), flujo vertical de pellets fecales, diatomeas, microzooplancton total (panel central) y flujo vertical pellets de copéodos, eufáusidos, apendicularias e indeterminados ($\text{mgC m}^{-2}\text{d}^{-1}$) a 50 m. de profundidad (panel inferior) para la estación P2 (3cc) durante invierno, primavera, verano y otoño en el fiordo Reloncavi.

Tabla 16. Flujo vertical de A.) seston total, material litogénico, materia orgánica total ($\text{mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$) y B.) carbono orgánico particulado (COP), pellets fecales, diatomeas, microzooplancton total, pellets de copépodos, eufaúsidos, apendicularias e indeterminados ($\text{mgC m}^{-2}\text{d}^{-1}$) a 50 m de profundidad para la estación P2 (3cc) durante invierno, primavera, verano y otoño en el fiordo Reloncavi. (s.d. = sin data)

Periodo	Agosto	Octubre	Febrero	Mayo
A.)				
Seston Total	2676,4	3239,2	3759,0	6150,3
Material Litogénico	2141,3	1916,8	2379,7	4842,0
Materia Orgánica total	535,1	1322,4	1379,3	1308,3
B.)				
COP	68,3	90,0	175,1	95,4
Pellet fecales	5,4	22,4	20,4	17,7
Diatomeas	0,4	12,8	0,0	0,8
Microzooplancton	0,5	0,0	5,0	0,2
Pellet totales	5,4	22,4	20,4	17,7
Pellet copépodos	0,2	0,4	1,0	2,9
Pellet eufaúsidos	3,5	9,9	15,0	13,1
Pellet apendicularias	0,9	12,1	3,2	1,5
Pellet indeterminados	0,8	0,0	1,2	0,2
	Invierno	2008 Primavera	Verano	2009 Otoño

Producción Primaria fraccionada (PP)

Las estimaciones de PP en superficie fluctuaron entre 2.4 y 183.5 mg C m⁻³ h⁻¹, con una baja incorporación de carbono en el mes de agosto (< 1 mg C m⁻³ h⁻¹) (Fig. 35). Las estimaciones de PP integrada en la capa fótica (0 – 20 m) en términos de PP, fluctuaron entre 491.6 ± 167.7 y 5485.2 ± 4058.7 mg C m⁻² d⁻¹ para los meses de agosto y octubre 2008, respectivamente. Durante el mes de febrero 2009 se registró un valor de 16371.5 ± 11330.7 mg C m⁻² d⁻¹. Las fracciones de tamaño del picoplancton (<2 µm) y nanoplancton (2 - 20 µm) dominaron sobre el 40% de la PP total durante el mes de agosto (Fig. 36). Para el mes de octubre 2008, la fracción de tamaño del microfitoplancton fue mayor al 80% de la PP total en superficie y el nanoplancton dominó sobre el 70% a los 10 m de profundidad para el mismo período (Fig. 36). En febrero dominó la fracción del microfitoplancton (>20 µm) a los 10 m de profundidad con una contribución mayor a un 80%.

En general, los resultados de los cuatro muestreos señalan una marcada variabilidad estacional invierno-primavera-verano en las propiedades comunitarias de producción primaria y biomasa autotrófica y en variables a nivel de especie como la composición de taxa de fitoplancton. Las diatomeas fueron el grupo del micro-fitoplancton que dominó en abundancia durante octubre y mayo, con valores altos de biomasa autotrófica y producción primaria en comparación al muestreo de agosto (invierno). Durante el periodo de verano (febrero) se observó un importante aporte, tanto en biomasa autotrófica como en producción primaria, por parte del grupo de dinoflagelados a través de la especie *Prorocentrum micans*.

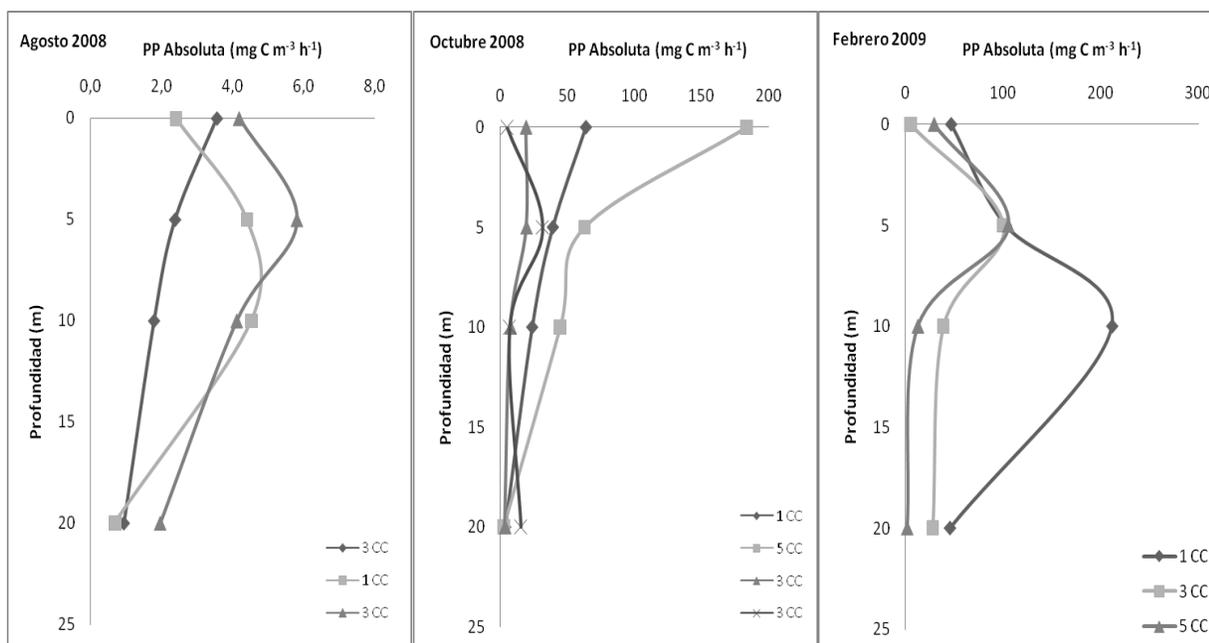


Figura 35. Estimación de producción primaria en la columna de agua en las estaciones de proceso (1cc P1, 3cc P2 y 5cc P3) en agosto, octubre 2008 y febrero 2009, en el Estuario Reloncavi.

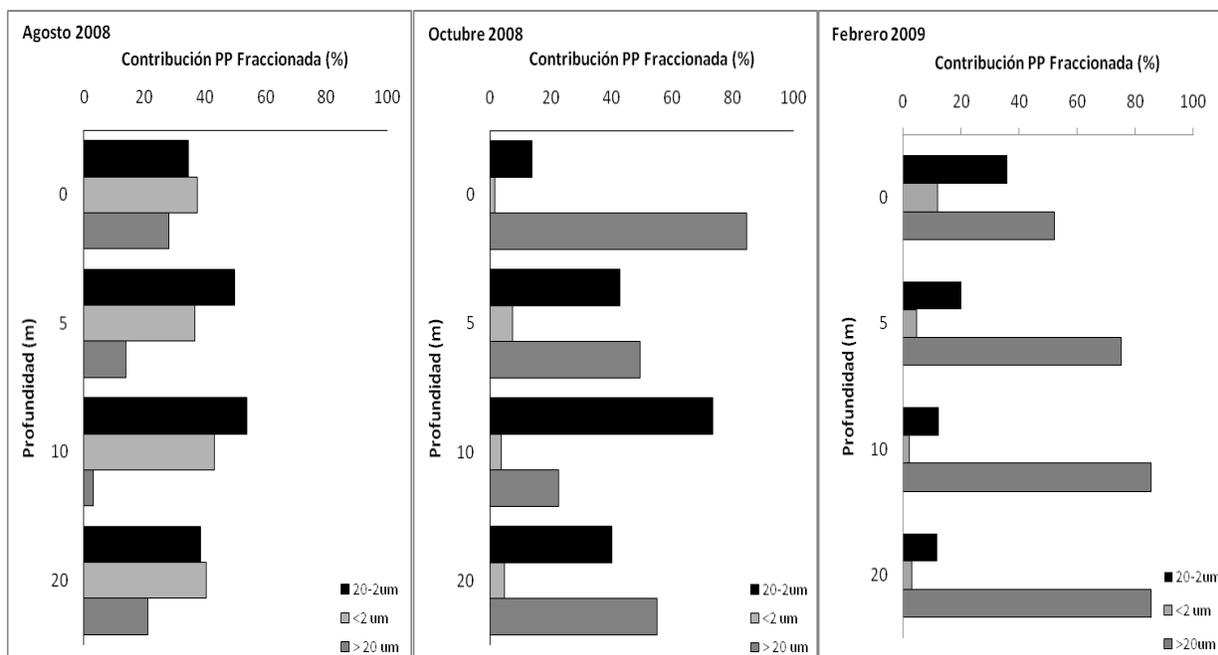


Figura 36. Contribución de las clases de tamaño del fitoplancton a la producción primaria total en las estaciones de proceso en agosto, octubre 2008 y febrero 2009, en el Estuario Reloncavi.

Producción Primaria Bruta (GPP) y Respiración Comunitaria (RC)

Los resultados mostraron una marcada estacionalidad en los valores de GPP obtenidos durante el período de estudio en el estuario Reloncaví. Los valores más altos fueron registrados en octubre 2008, febrero y mayo 2009 (estación productiva, $0.35 - 3.83 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) y los más bajos, en agosto 2008 (estación no productiva, $0.11 - 0.21 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) (Fig. 37). GPP fue siempre máximo hacia la cabeza del fiordo (estaciones P2 y P3), destacando la relevancia de áreas más protegidas para la productividad total del ecosistema del fiordo. Las estimaciones de RC también mostraron un modelo estacional con los valores más bajos y más altos durante el periodo no productivo ($0.05 - 0.40 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) y productivo ($0.33 - 4.79 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), respectivamente. Los máximos valores de GPP y RC fueron observados en febrero 2009 (Fig. 37). Las estimaciones obtenidas para estas dos tasas durante el período de estudio fueron significativamente correlacionadas (Spearman, $r = 0.94$, $p < 0.001$, $n = 12$) (Fig. 38).

La razón GPP/RC mostró un rango de 0.5 a 2 (Fig. 37), con la mayoría de los muestreos indicando un balance metabólico autótrofo ($\text{GPP/RC} > 1$) (Fig. 37). A través del período de estudio, solo la estación P1 (cerca de la boca del fiordo) mostró cambios estacionales en los valores de GPP/RC; autótrofo dentro del período productivo y heterótrofo en el no productivo. La estación P2 siempre mostró un balance autótrofo ($\text{GPP/RC} > 1$), mientras los procesos heterótrofos ($\text{GPP/RC} < 1$) dominaron en la estación P3 (Fig. 37).

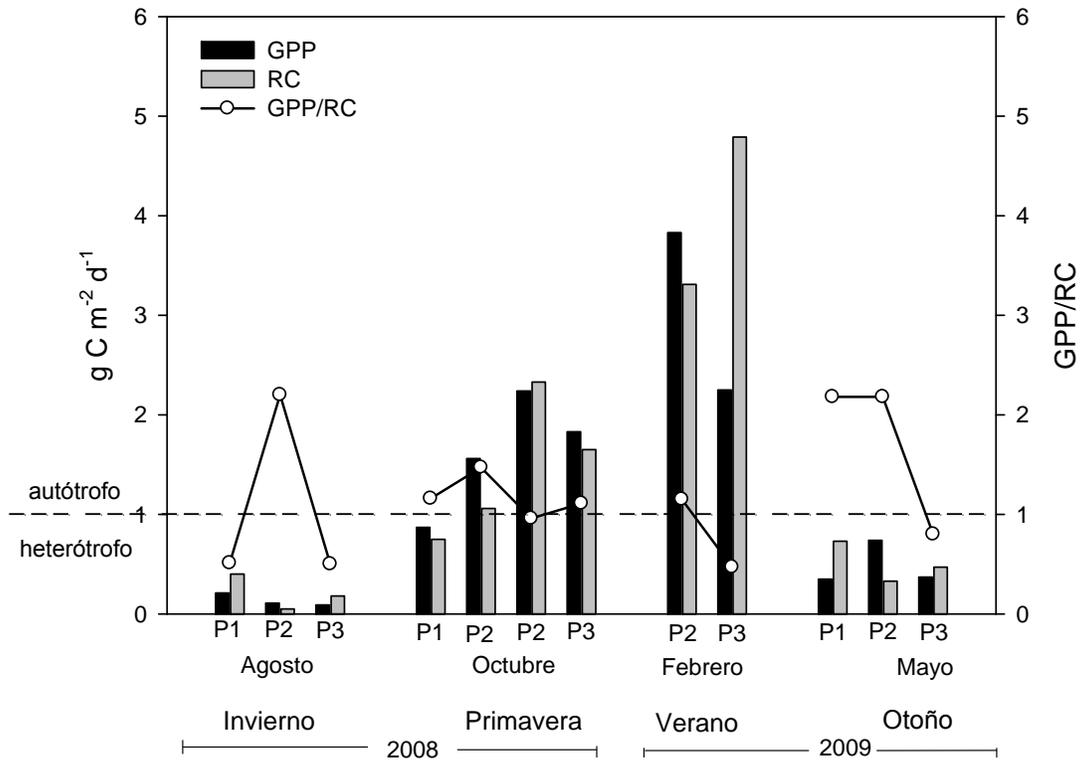


Figura 37. Tasas de producción primaria bruta (GPP), respiración comunitaria (RC) y relación GPP/RC durante el período de estudio.

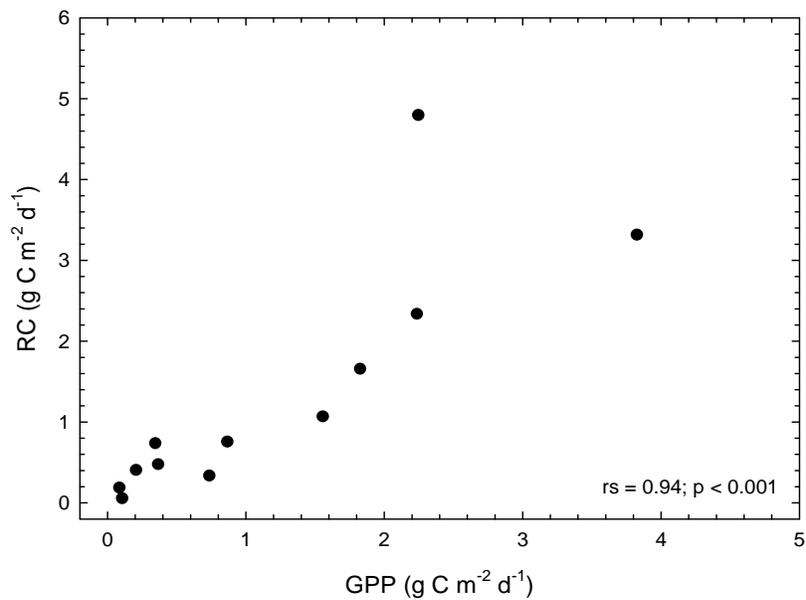


Figura 38. Relación Spearman (r_s) entre los valores de producción primaria bruta (GPP) y respiración comunitaria (RC), registrada durante el período de estudio.

Producción Secundaria Bacteriana (PSB)

Las estimaciones de PSB mostraron tasas en un rango entre 0.05 y 0.6 g C m⁻² d⁻¹ (Fig. 39). Las estimaciones realizadas con leucina no mostraron una marcada estacionalidad entre el período productivo (0.05 – 0.25 g C m⁻² d⁻¹) y no productivo (0.05 – 0.17 g C m⁻² d⁻¹) (Fig. 39). Las PSB medidas con incorporación de timidina sólo se realizaron dentro del período productivo. Sin embargo, durante este período mostraron marcadas diferencias entre las tasas obtenidas en octubre 2008 (0.4 – 0.6 g C m⁻² d⁻¹) y mayo 2009 (0.05 – 0.16 g C m⁻² d⁻¹) (Fig. 39).

Con ambos métodos se obtuvieron tasas de producción bacteriana similares durante mayo 2009. En contraste, durante octubre 2008 las estimaciones de PSB con timidina fueron el doble de aquellas obtenidas con leucina. Las mayores estimaciones de PSB (con ambos métodos) fueron siempre registradas en la estación P2 y P3 cerca de la cabeza del fiordo (Fig. 39). Las estimaciones de PSB con timidina fueron significativamente correlacionadas con las tasas de RC (Spearman, $r = 0.8$, $p < 0.05$, $n = 6$). El porcentaje de la GPP utilizado por la bacteria mostró un rango entre 8 y 189% durante el período de estudio. Este rango fue fuertemente influenciado por las estimaciones de PSB realizadas con leucina en agosto 2008 en la estación P2 y P3 (Tabla 17). La exclusión de estos valores estrechó el rango entre 8 y 59%, durante la estación productiva.

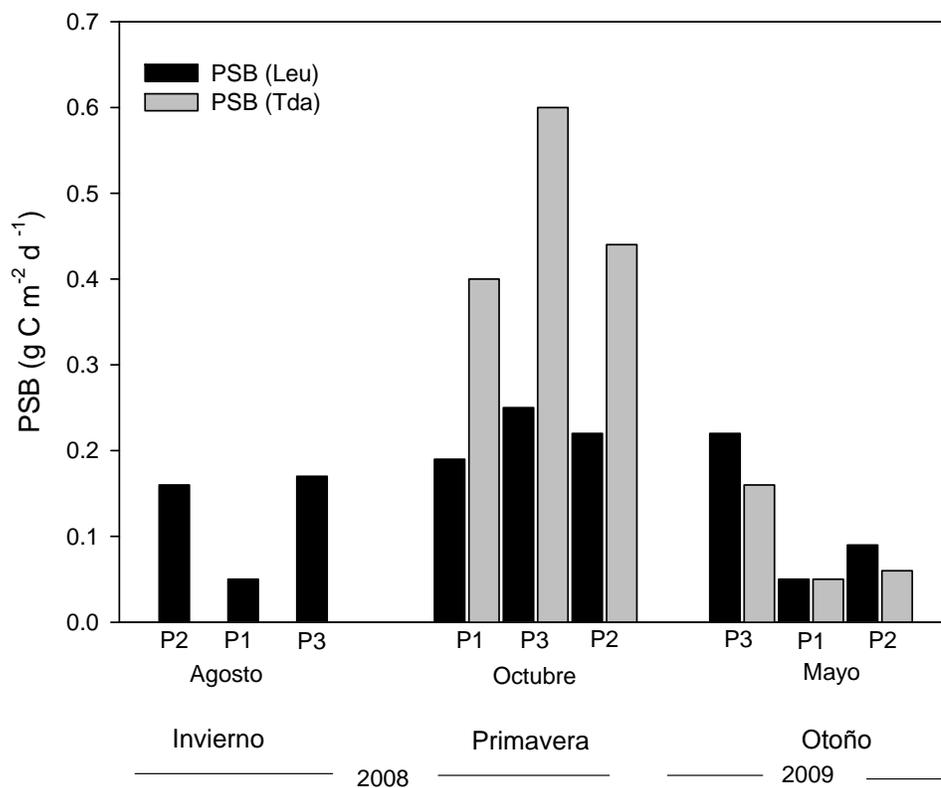


Figura 39. Producción secundaria bacteriana (PSB) con incorporación de Leucina (Leu) y Timidina (Tda) durante el período de estudio.

Tabla 17. Resumen de las principales mediciones biológicas de la columna de agua durante el período de estudio en el estuario Reloncaví. (s.d = sin dato)

Fecha	Estación	Total Clo-a	GPP	RC	PSB (leucina)		PSB(timidina)	
		mg m ⁻²	g C m ⁻² d ⁻¹	g C m ⁻² d ⁻¹	g C m ⁻² d ⁻¹	% utilización	g C m ⁻² d ⁻¹	% utilización
12-Ag-08	P1	8.6	0.21	0.4	0.05	24	s.d	s.d
9-Ag-08	P2	4.3	0.11	0.1	0.16	145	s.d	s.d
13-Ag-08	P3	5.1	0.09	0.2	0.17	189	s.d	s.d
14-Oct-08	P1	16.8	0.87	0.75	0.19	22	0.40	46
16-Oct-08	P2	18.4	1.56	1.06	0.22	14	0.44	28
17-Oct-08	P2	s.d	2.24	2.33	s.d	s.d	s.d	s.d
15-Oct-08	P3	19	1.83	1.65	0.25	14	0.60	33
26-Feb-09	P1	38.4	s.d	s.d	s.d	s.d	s.d	s.d
27-Feb-09	P2	19.7	3.83	3.31	s.d	s.d	s.d	s.d
28-Feb-09	P3	44.5	2.25	4.79	s.d	s.d	s.d	s.d
13-May-09	P1	31.6	0.35	0.73	0.05	14	0.05	14
14-May-09	P2	15.8	0.74	0.33	0.09	12	0.06	8
12-May-09	P3	27.3	0.37	0.47	0.22	59	0.16	43

Concentración de Nutrientes

Las concentraciones de nutrientes fueron menores en primavera (octubre 2008) y mayores en invierno (agosto 2008) (Tabla 18). Las concentraciones de nitrato y fosfato consistentemente mostraron mínimos valores en la superficie y máximos en profundidades sub-superficiales, mientras que las concentraciones de silicato siempre alcanzaron sus máximos en la superficie, asociadas con bajas salinidades. Las concentraciones de nitrato, fosfato y silicato sobre los 10 metros, disminuyeron bruscamente entre agosto y octubre 2008 (Tabla 18). Esta caída en la concentración de nutrientes fue consistente con el incremento desde invierno a primavera en las tasas de producción primaria. Correlaciones significativas y negativas fueron encontradas entre las estimaciones de GPP con NO_3 (Spearman, $r = -0.54$, $p > 0.05$, $n = 6$) y GPP con Si (Spearman, $r = -0.83$, $p < 0.05$, $n = 6$). Estos resultados probablemente indican que la actividad algal es el principal factor que influencia la caída estacional de la concentración de nutrientes en la columna de agua.

Tabla 18. Concentración de nutrientes medida durante agosto y octubre 2008 en el estuario Reloncaví.

Estación	Fecha	Z	$\mu\text{M PO}_4$	$\mu\text{M NO}_3$	$\mu\text{M Si}$
1cc/P1	12/Aug/08	5	1.70	13.96	39.28
		10	2.09	18.75	25.90
3cc/P2	09/Aug/08	1	2.38	23.64	23.67
		5	0.85	6.61	105.57
		10	2.15	16.05	35.28
5cc/P3	13/Aug/08	1	1.16	9.56	84.79
		5	0.71	5.58	122.51
		10	1.85	15.47	48.22
1cc/P1	14/Oct/08	1	0.02	0.6	49.6
		5	0.59	3.0	3.7
		10	1.05	5.6	18.2
3cc/P2	16/Oct/08	1	0.07	0.5	95.9
		5	0.08	0.9	35.8
		10	1.04	7.5	12.6
5cc/P3	15/Oct/08	1	0.03	0.4	23.6
		10	2.58	15.5	19.7

En mayo 2009, se efectuaron mediciones para estimar la concentración de nutrientes a lo largo de todas las estaciones de muestreo.

Tabla 19. Concentración de nutrientes medida durante mayo 2009 en el estuario Reloncaví.

Estación	Fecha	z	$\mu\text{M NO}_3$	$\mu\text{M NO}_2$	$\mu\text{M Si}$	$\mu\text{M PO}_4$	$\mu\text{M NH}_4$
1cc/P1	13/05/2009	1	12.88	0.49	6.76	0.95	0.78
		5	22.33	0.60	6.87	1.54	0.56
		10	21.43	0.39	7.56	2.57	0.55
		20	23.67	0.44	6.27	2.63	0.50
	11/05/2009	0	5.11	0.31	8.86	0.90	0.78
		10	17.50	0.67	6.07	2.18/	0.42
2cc	11/05/2009	0	3.28	0.22	5.37	0.84	0.85
		10	19.77	0.59	3.18	1.81	0.68
	13/05/2009	0	2.62	0.21	6.07	0.59	0.75
		10	25.68	0.68	4.08	2.06	0.61
3cc/P2	12/05/2009	0	23.65	0.13	83.70	0.46	1.45
		10	67.35	0.43	111.59	2.33	4.53
	14/05/2009	1	32.94	0.06	72.37	0.57	1.79
		5	42.70	0.14	84.53	1.85	1.98
		10	67.81	0.46	130.51	2.24	1.55
		20	69.56	0.62	126.93	2.57	1.73
4cc	12/05/2009	0	40.47	0.15	126.61	0.55	0.90
		10	66.28	0.48	28.77	1.90	0.59
	14/05/2009	0	32.38	0.13	94.47	0.46	0.82
		10	62.65	0.59	31.55	1.94	1.36
5cc/P3	12/05/2009	1	35.28	0.17	178.49	0.87	1.63
		5	61.88	0.31	152.91	1.37	1.92
		10	66.95	0.43	125.63	2.34	1.27
		20	21.88	0.46	38.32	2.66	1.12
	14/05/2009	0	27.17	0.23	180.68	0.56	2.19
		10	67.60	0.52	123.34	2.51	1.43
6cc	12/05/2009	0	3.01	0.08	185.27	0.47	1.74
		10	19.16	0.40	31.45	2.24	1.22
	14/05/2009	0	3.74	0.06	207.26	0.41	1.88
		10	20.10	0.47	31.45	2.58	1.12

1.3 Caracterización biológica del área de estudio (sedimentos fondos blandos)

Sedimentos

Los sedimentos del estuario de Reloncaví se caracterizaron por presentar un alto contenido de fracciones finas, tales como limo ($\leq 63 \mu\text{m}$); valores que fluctuaron entre un 62.74 % en la estación 5 (Sector Desembocadura Río Puelo) y un 25.78% en la estación 4C (Sector Sotomó). Astorga & Silva (2005) reportan para el área altos niveles de limo-arcilla depositados en zonas más protegidas, como depresiones batimétricas o micro cuencas.

El contenido de materia orgánica varió entre un 10% en la estación 3, ubicada a un costado de Isla Marimelli y un 5% en la estación 4D, distante 10 m de una balsa jaula perteneciente a un centro de cultivo en Sotomó. Llama la atención este valor a pesar de su cercanía con el centro de cultivo, esto podría estar explicado por la fuerte corriente dominante en el sector donde se encuentra emplazado el centro, la que transportaría el material orgánico fino evitando su acumulación.

El rango de materia orgánica encontrado en este estudio concuerda con los valores reportados por Astorga & Silva (2005) para la zona, los cuales varían entre un 10-12.5% para la desembocadura del estuario de Reloncaví y entre un 7.5-10% hacia el interior del estuario, rangos similares de materia orgánica han sido reportados también por Silva et. al (1998) para la zona del Seno de Reloncaví.

Con los años, la actividad acuícola al interior del fiordo de Reloncaví se ha intensificado, y por consiguiente el aporte de materia orgánica particulada, restos de alimentos no digeridos y fecas de peces se depositan en el fondo aumentando la demanda de oxígeno en el sedimento, modificando la química de éstos (Buschmann et al., 2006).

Los compuestos orgánicos en los sedimentos pueden medirse directamente mediante el cálculo de contenido de carbono. Por lo general, un contenido de carbono inferior al 5% indica bajos niveles de enriquecimiento orgánico, mientras que los valores de entre 5-15% sugieren un alto grado de enriquecimiento. Es así, que valores de más del 15% sólo ocurren, generalmente en las zonas donde existe un alto aporte de carga orgánica (Telfor & Robinson, 2003)

El contenido de carbono orgánico en este estudio, osciló entre 2.14% en la estación 5 y 0.66% en la estación 4D. El rango de valores para carbono orgánico total (COT) fluctuó entre 21.44 en la estación 5 y 6.58 mg g^{-1} en la estación 4D, lo cual coincide con las

estaciones que presentaron los menores y mayores valores de carbono orgánico, materia orgánica y porcentaje de limo (se observa una tendencia a aumentar el contenido de carbono orgánico, en la medida que aumenta la participación de las fracciones más finas en el sedimento).

Para la zona de alto contenido de carbono orgánico, el valor obtenido para la razón C:N del sedimento fue de 7.14, lo cual es mayor que la razón C:N = 6.63 de Redfield, mientras que para las estaciones de bajo contenido de carbono orgánico la razón C:N del sedimento fue de 1.5 lo cual es menor que la razón de Redfield. En el primer caso, la desviación fue interpretada como el resultado de la presencia de sedimento de origen marino con cierto grado de descomposición diagenética de su materia orgánica y/o aportes al sedimento de material edáfico y/o terrígeno, arrastrado hacia el sedimento por los ríos o escurrimiento costero. En el segundo caso la desviación fue interpretada como el resultado de las características químicas propias de un tipo de sedimento marino más rico en nitrógeno, indicando el grado de degradación del sedimento.

El contenido de carbono orgánico total registrado en el área de estudio se encuentra en el rango de lo reportado por Silva & Prego (2002) (Tabla 20).

Tabla 20. Parámetros físico-químicos del sedimento para cada estación bentónica muestreada.

Estación	Profundidad (m)	Limo (<63µm) (%)	Materia Orgánica (%)	Carbono Orgánico (%)	Carbono orgánico Total (mg g ⁻¹)	Nitrógeno Total (mg g ⁻¹)	C/N
2	210	40,56	8,23	1,45	14,46	3,21	5,25
3	118	52,62	10,01	1,68	16,83	4,01	4,89
4A	133	40	7,88	1,18	11,77	6,97	1,97
4B	65	53,82	6,18	1,09	10,94	7,09	1,8
4C	119	25,78	6,12	0,86	8,61	2,37	4,23
4D	91	46,31	5,01	0,66	6,58	5,12	1,5
5	152	62,74	8,88	2,14	21,44	3,51	7,14
6	141	51,68	9,33	1,57	15,72	4,31	4,26
7	117	62,4	7,41	1,37	13,67	4,57	3,49

En el análisis de componentes principales (PCA) se describe la relación entre las variables críticas ambientales en el área de estudio. El componente 1 está representado por el contenido de materia orgánica y asociada a esta variable están las estaciones 3 y 6 (9-

10% MO) y explica un 57,5% de la varianza. El componente 2 está representado por el porcentaje de limo y asociada a esta variable se haya la estación 7 (con un 62.4% de limo). La estación 2 (Z= 210) está determinada por la profundidad. Por el contrario las estaciones asociadas a centros de cultivo están relacionadas con el contenido de nitrógeno total.

El análisis de los variables ambientales es explicado por el componente 1 y 2, sumando cerca del 83.9% de la varianza (Fig. 40).

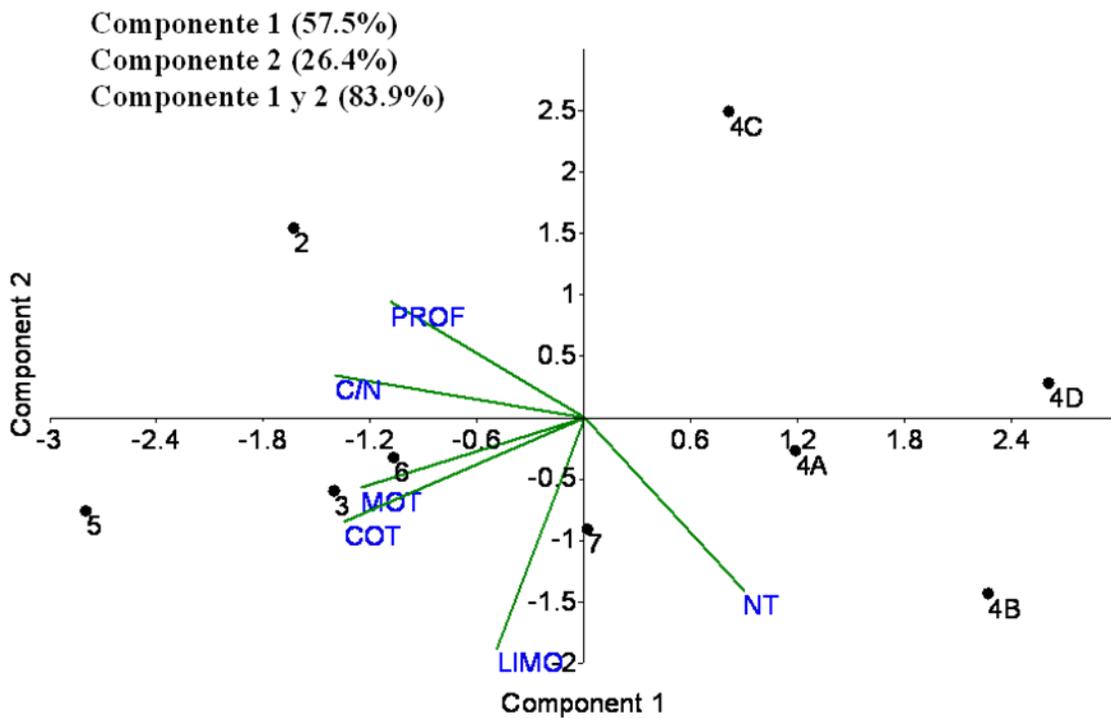


Figura 40. Análisis de componentes principales (PCA) para las variables ambientales de los fondos blandos del Estuario de Reloncaví.

Macrofauna

Los resultados de la estimación de abundancia y biomasa de individuos por estación, se entregan en anexos (macrofauna fondos blandos).

Al analizar la composición taxonómica de la macrofauna del Estuario de Reloncaví, destaca la presencia de cuatro grupos taxonómicos mayores: Annelida (Polychaeta 90.8%), Crustacea (Malacostraca y Ostracoda 4.41%), Mollusca (Bivalvia, Gastropoda y Scaphopoda 2.56%) y Nemertea (1.41%) (Tabla 21). También se encuentran formando parte, aunque en menores abundancias, los representantes de Echinodermata, Priapula y Sipuncula. Cuantitativamente la fauna bentónica del área de estudio reveló en las muestras de junio de 2009 la presencia de 20464 individuos, pertenecientes a 8 grupos con un total de 153 especies (Tabla 21).

Cuantitativamente la composición taxonómica reveló la presencia de 21.964 individuos de invertebrados en las muestras analizadas, contenidos en 12 grupos taxonómicos mayores que corresponden a 86 especies o formas diferentes de invertebrados, a saber: Nemertini, Mollusca (Gastropoda y Bivalvia), Annelida (Polychaeta), Echinodermata (Ophiuroidea) y Crustacea (Amphipoda, Isopoda).

En términos de biomasa los mayores valores correspondieron al grupo Polychaeta con un 50.03%, seguido por Echinodermata (Ophiuroidea y Echinoidea 36,83%). Los valores de densidad promedio de la macrofauna se registraron en la estación 4C.3, con 30.800 individuos m^{-2} , mientras que los valores más bajos fueron observados en las estaciones 4D.2 con 1.050 individuos m^{-2} (Tabla 22), esta estación se encontró casi debajo de la balsa jaula y expuesta a la fuerte corriente del sector. La estación 5.2 (1.003 individuos m^{-2}) está situada en la desembocadura del río Puelo, que contribuye con material edáfico y mineral (León, 2005), lo que podría mermar las abundancias de los individuos pertenecientes a las comunidades de ese sector.

Tabla 21. Contribución porcentual en abundancia y biomasa de la macrofauna bentónica del Estuario Reloncaví

Taxa	Abundancia	%	Taxa	Biomasa (gr)	%
Polychaeta	18582	90,8	Polychaeta	42,9505	50,03
Crustacea	902	4,41	Echinodermata	31,6161	36,83
Mollusca	524	2,56	Mollusca	7,1435	8,32
NEMERTEA	289	1,41	PRIAPULA	2,1991	2,56
Echinodermata	112	0,55	Crustacea	1,0991	1,28
PRIAPULA	27	0,13	NEMERTEA	0,4972	0,58
SIPUNCULA	26	0,13	SIPUNCULA	0,3262	0,38
ANTHOZOA	2	0,01	ANTHOZOA	0,0166	0,02

Cambios en la composición química o física del sedimento puede generar un impacto directo o indirecto en la fauna bentónica. Las fluctuaciones en la carga de material orgánico se consideran entre los principales factores que influyen en los cambios de las comunidades bentónicas (Buschmann 2002, 2006; Soto & Norambuena, 2004). En los sedimentos marinos, los poliquetos constituyen la fauna dominante y pueden ser utilizados como indicadores de este cambio, especies oportunistas como *Capitella* sp. (Familia Paraonidae) y *Malacoceros fuliginosus* (Familia Spionidae) en el hemisferio norte, son indicadores de contaminación orgánica y tienden a dominar las comunidades (Pearson y Rosenberg, 1978). Así también lo reporta Cañete et al. (1988) quien utilizó a representantes de las familias Spionidae (*Prionospio peruana*) y Nepthyidae (*Nereis impressa*) como parte de un índice de vigilancia ambiental en la bahía de Quintero. Entre los representantes de la Familia Capitellidae del Estuario de Reloncaví también se registró el género *Capitella* sp, que en conjunto con *Aricidea antarctica* (Familia Paraonidae) aportan un 72.12% (en el caso de las estaciones no asociadas a centros de cultivo) y un 64.47% para las estaciones asociadas a centros de cultivo. Estas especies se hallan en abundancias moderadas, como parte del ensamble de especies que habitan en los fondos blandos de todo el fiordo. Así lo verifica el Análisis comparativo (SIMPER) (Fig. 41) que no sugiere diferencias en la composición de los ensambles faunísticos en relación a las estaciones asociadas a centros de cultivo o no.

Taxa	% Contribución	% Acumulativo
Estaciones no asociadas a centros de cultivo		
<i>Capitella</i> sp.	48,92	48,92
<i>Aricidea antarctica</i>	23,2	72,12
<i>Levinsenia antarctica</i>	8,51	80,63
<i>Pareurythoe chilensis</i>	4,18	84,81
<i>Spiophanes soederstroemi</i>	2,33	87,14
<i>Cirratulus</i> sp.1	1,52	88,66
NEMERTEA	1,16	89,82
Lumbrineridae	1,03	90,85
Estaciones asociadas a centros de cultivo		
<i>Capitella</i> sp.	46,94	46,94
<i>Aricidea antarctica</i>	17,54	64,47
<i>Pareurythoe chilensis</i>	6,94	71,42
<i>Cirratulus</i> sp.1	4,38	75,8
<i>Levinsenia antarctica</i>	3,43	79,23
<i>Cirratulus</i> sp.3	3,02	82,25
NEMERTEA	2,62	84,86
Lumbrineridae	1,91	86,77
<i>Thyasira</i> sp.	1,52	88,29
<i>Harmothoe</i> sp.	1,22	89,51
<i>Spiophanes soederstroemi</i>	0,9	90,41

Figura 41. Análisis comparativo (SIMPER) entre las estaciones asociadas a centros de cultivo y estaciones no asociadas a centros de cultivos.

Tabla 22. Atributos comunitarios macrofauna bentónica del Estuario de Reloncaví. Número de especies (S), Abundancia (N), Riqueza de especies (Margalef) (d), Uniformidad (J'), Número esperado de especies ES(10), Diversidad específica según Shannon-Wiener (H') e Índice de dominancia de Simpson (D).

Estación	S	N	N m ⁻²	d	J'	ES(10)	H'(log2)	D
2.1	52	895	8950	7,504	0,619	5,819	3,529	0,818
2.3	50	1884	18840	6,498	0,658	6,176	3,713	0,843
3.1	43	637	6370	6,505	0,631	5,717	3,424	0,814
3.2	33	493	4930	5,161	0,662	5,717	3,340	0,833
4A.2	59	2126	21260	7,570	0,419	4,103	2,466	0,620
4A.3	47	745	7450	6,956	0,517	4,711	2,872	0,695
4B.1	60	1163	11630	8,358	0,590	5,633	3,487	0,803
4B.3	59	3236	32360	7,176	0,453	4,384	2,662	0,643
4C.1	35	845	8450	5,045	0,526	4,676	2,697	0,710
4C.3	64	3080	30800	7,843	0,566	5,523	3,396	0,794
4D.2	20	105	1050	4,083	0,743	5,894	3,212	0,823
4D.3	43	1356	13560	5,823	0,423	4,015	2,296	0,573
5.2	16	103	1030	3,236	0,735	5,338	2,938	0,819
5.3	13	147	1470	2,405	0,598	3,985	2,215	0,710
6.2	51	1062	10620	7,176	0,544	5,032	3,088	0,753
6.3	45	1309	13090	6,131	0,517	4,706	2,840	0,706
7.2	43	977	9770	6,101	0,574	5,218	3,117	0,763
7.3	22	301	3010	3,680	0,484	3,787	2,158	0,628

La estimación del índice de Margalef, a partir de la riqueza y abundancia específica por estación, muestra altos valores para la mayoría de las estaciones. Destacan las estaciones 2.1, 4A.2, 4B.3, 4C.3 y 6.2 con un índice calculado mayor a 7, los más altos registrados para el área de estudio, reflejo de alta riqueza y abundancia específica observada. La baja abundancia y riqueza de especies macrobentónicas, determina el bajo valor observado en la estación 5.3, situación discutida anteriormente en relación a su ubicación en la desembocadura del río Puelo.

Una alta Uniformidad respecto a la distribución específica de individuos, se observa en general para la mayoría de las estaciones muestreadas. Los más altos registros se observan en las estaciones 4D.2 y 5.2, básicamente producto de la baja abundancia y diversidad específica observada en ambas estaciones. Los valores asociados a los atributos

comunitarios de la macrofauna bentónica del estuario de Reloncaví son, considerablemente más altos que los registrados por Bravo (2007) en el área de estudio, en el cual informa de abundancias máximas de 5.393 individuos m^{-2} con un valor máximo calculado del índice de riqueza de Margalef 1.66 en el sector del estuario, con un total de 30 especies contrastando con las 153 registradas para este estudio con un valor promedio del índice de riqueza de Margalef de 5.95.

La estimación de los índices de riqueza, diversidad, uniformidad y dominancia de especies estimados para estación de muestreo, se entregan en la Tabla 22.

Los análisis de clasificación y ordenación (Fig. 42 y 43) realizados a partir de datos de abundancia, no muestra grandes diferencias entre las estaciones de muestreo, Pero se puede decir que se conforman dos asociaciones por similitud entre las estaciones muestreadas. Se puede apreciar que con un 30% de similitud se forma un grupo conformado por cinco estaciones y al 40% se forma otro conglomerado con el resto de las estaciones. Estos grupos estarían separados básicamente por las diferencias de abundancia, más que por estar asociados a centros de cultivo o no. El primer grupo está conformado por las estaciones situadas en la desembocadura del Río Puelo (5.2 y 5.3) las cuales estarían recibiendo el aporte directo de agua dulce y un alto contenido de materia orgánica de origen terrestre arrastrada por el río, así lo confirma Astorga & Silva (2004) con concentraciones de material orgánico superiores al 5%. Las estaciones 4D.2 y 4D.3 aledañas a balsas jaulas en el sector de Sotomó, también están siendo sometidas a fuertes corrientes y al aporte directo de material orgánico desde la columna de agua por la presencia de las jaulas. Por otro lado la estación 7.3 también se halla cercana al río Cochamó, por lo que estaría sometida al aporte de material particulado y agua dulce por parte del río. El segundo conglomerado pertenece al resto de las estaciones, las cuales presentan abundancias relativamente similares. En el gráfico del análisis de escalación no métrico multidimensional (NMDS), es posible ver estos dos grupos, no de forma tan evidente con un valor de stress de 0,06 (ANOSIM $R= 0.42$; $p=0.002$) (Fig. 43), lo que confirma los conglomerados.

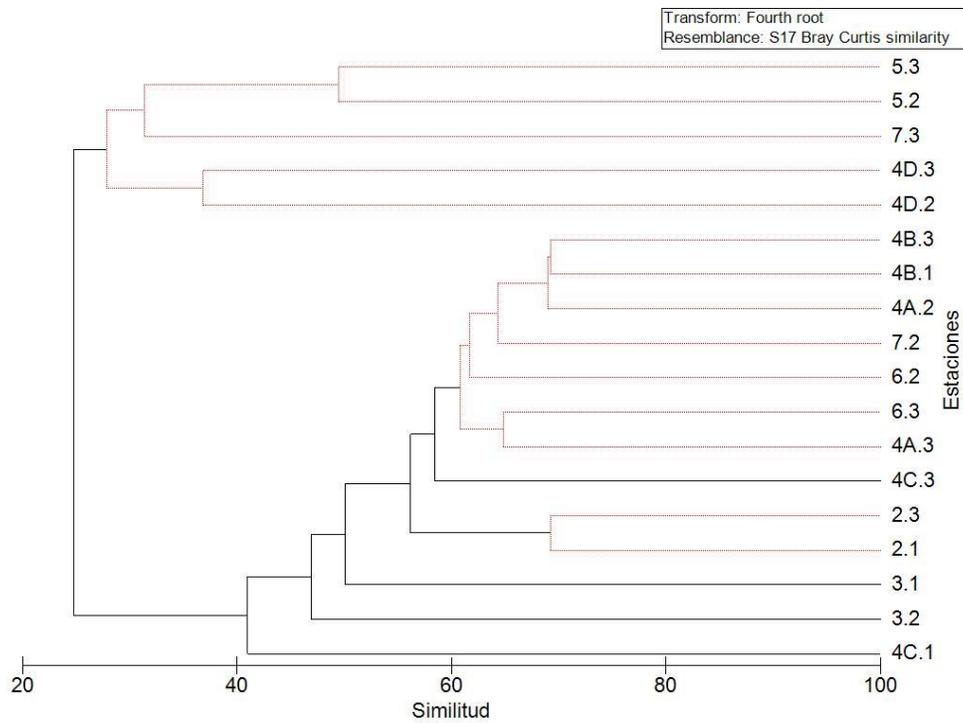


Figura 42. Dendrograma de clasificación para las réplicas de cada una de las estaciones bentónicas del Estuario de Reloncaví.

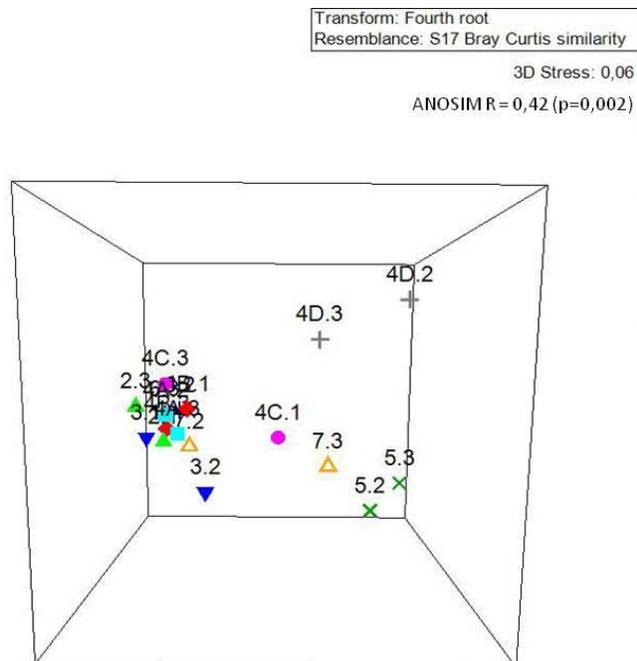
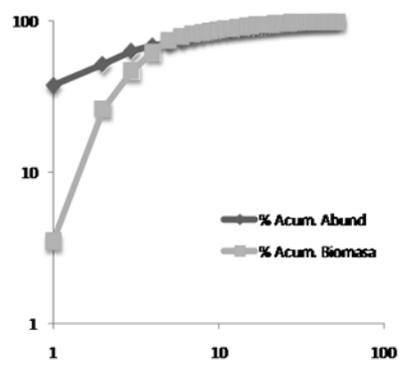


Figura 43. Análisis de Escalación no métrica multidimensional (NMDS) para las estaciones bentónicas de los fondos blandos del Estuario Reloncaví.

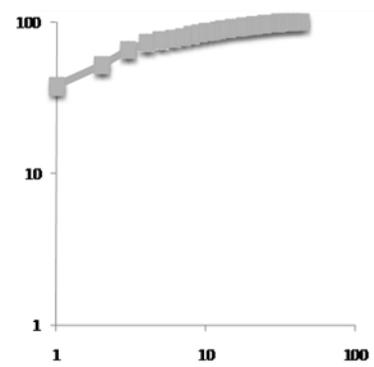
Cuando se trazan curvas ABC, se observa que en general las estaciones bentónicas del estuario de Reloncaví no presentan condiciones de perturbación o estrés ambiental; las curvas de biomasa están por sobre las de abundancia. La única estación donde no se verifica esta tendencia es en la estación 6.2, donde la curva de abundancia está encima de la curva de biomasa, pudiendo indicar algún grado de contaminación.

Se debe señalar que estos métodos se basan en dos generalizaciones: a) la dominancia se reduce al aumentar la diversidad y b) las especies con mayor tamaño corporal son menos abundantes que las especies de menor tamaño y aunque quizás el uso energético de cada población sea independiente del tamaño corporal, puede depender de su abundancia (Cotgreave, 1993). Algunos estudios en fondos blandos indican que la talla corporal tiende a ser mayor (pero en menor abundancia) en los sitios de menor impacto por materia orgánica y por ello pueden darse las proporciones entre la biomasa y la abundancia como indicadores de la calidad de los sedimentos (Salazar, 1991). Se discute esta situación puesto que el método se basa en que la fauna en general, presenta estrategias de crecimiento R y K. De hecho, una especie con estrategia R, muestra un bajo tamaño corporal y altas tasas de renovación (como por ejemplo las especies *Capitella* sp. y *Aricidea antártica*, recolectadas en esta campaña), asociado a ambientes con diversos grados de perturbación, es importante asociar si esas perturbaciones son naturales o inducidas antropogénicamente, por lo cual se requiere marcadores específicos para determinar el origen de la materia orgánica en el sistema.

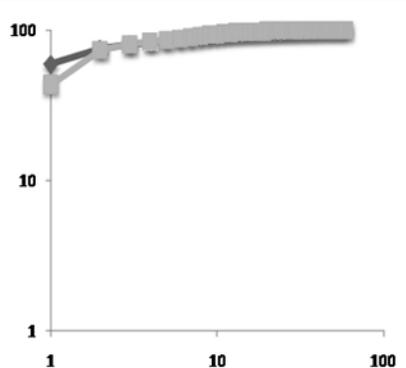
Las curvas ABC para las estaciones bentónicas del Estuario de Reloncaví se muestra en la figura 44 y 45.



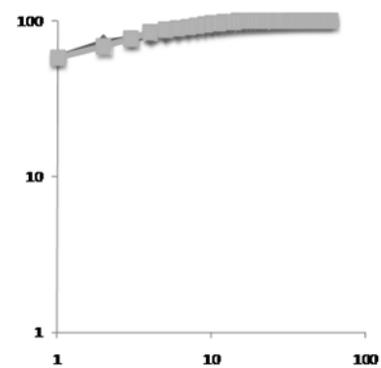
Estación 2.1



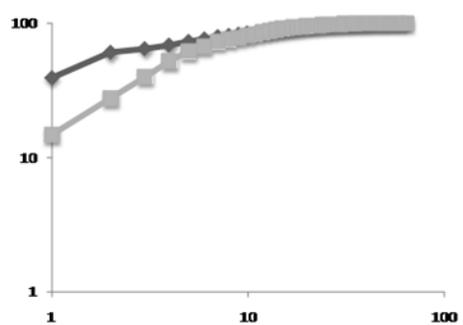
Estación 3.1



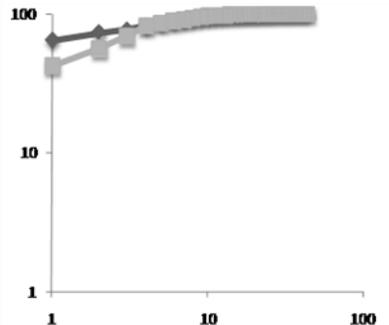
Estación 4 A.2



Estación 4 B.3



Estación 4 C.3



Estación 4 D.3

Figura 44. Curvas ABC de las estaciones bentónicas del Estuario de Reloncaví.

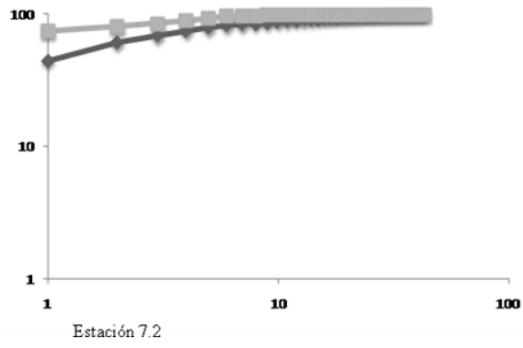
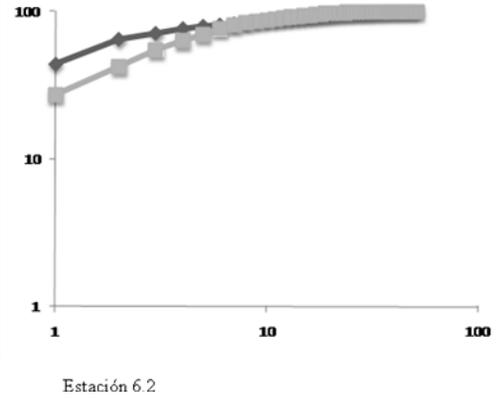
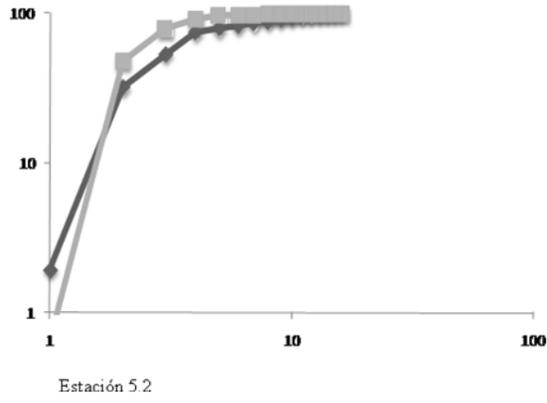


Figura 45. Curvas ABC de las estaciones bentónicas del Estuario de Reloncaví.

Relación entre la información ambiental y biológica

En este estudio se reveló la presencia de cuatro sub-cuencas en el estuario de Reloncaví, cada una con características topográficas e hidrográficas propias, lo que indica un escenario físico altamente heterogéneo, evidenciado en los resultados de las variables ambientales y biológicas de los fondos blandos del estuario. Con el propósito de describir la relación entre la variabilidad espacial de las características físicas y químicas de los sedimentos y los atributos comunitarios de la macrofauna, se realizó un Análisis de Componentes Principales (PCA). Este análisis mostró que en conjunto las variables consideradas, explican alrededor del 75% de la varianza en las observaciones (Fig. 46). Se observó que el primer componente principal (47.4% de la variabilidad total) depende principalmente del porcentaje de materia orgánica (MO), carbono orgánico total (COT) y la proporción C:N. Por otro lado, el segundo componente (28% de la variabilidad) estuvo determinado principalmente por el porcentaje de limo. El primer componente que representa un 47.4% de variabilidad se puede interpretar como la influencia de la variable ambiental relacionada con el contenido de materia orgánica (COT, C:N, MO), el cuál al incrementar sus valores se asocian a una disminución de los atributos comunitarios que expresan la abundancia (N), riqueza de especies (d) y número de especies (S). En consecuencia, la materia orgánica y el alto porcentaje de limo en los sedimentos del estuario se encuentran normando las abundancias de las comunidades bentónicas del área. Es importante destacar que se intentó realizar una correlación de Spearman pero no se encontró una asociación entre las variables ambientales y biológicas, por lo cual se aplicó el Análisis de Componentes Principales para ver la relación en la estructura de los datos entre las variables ambientales y las biológicas.

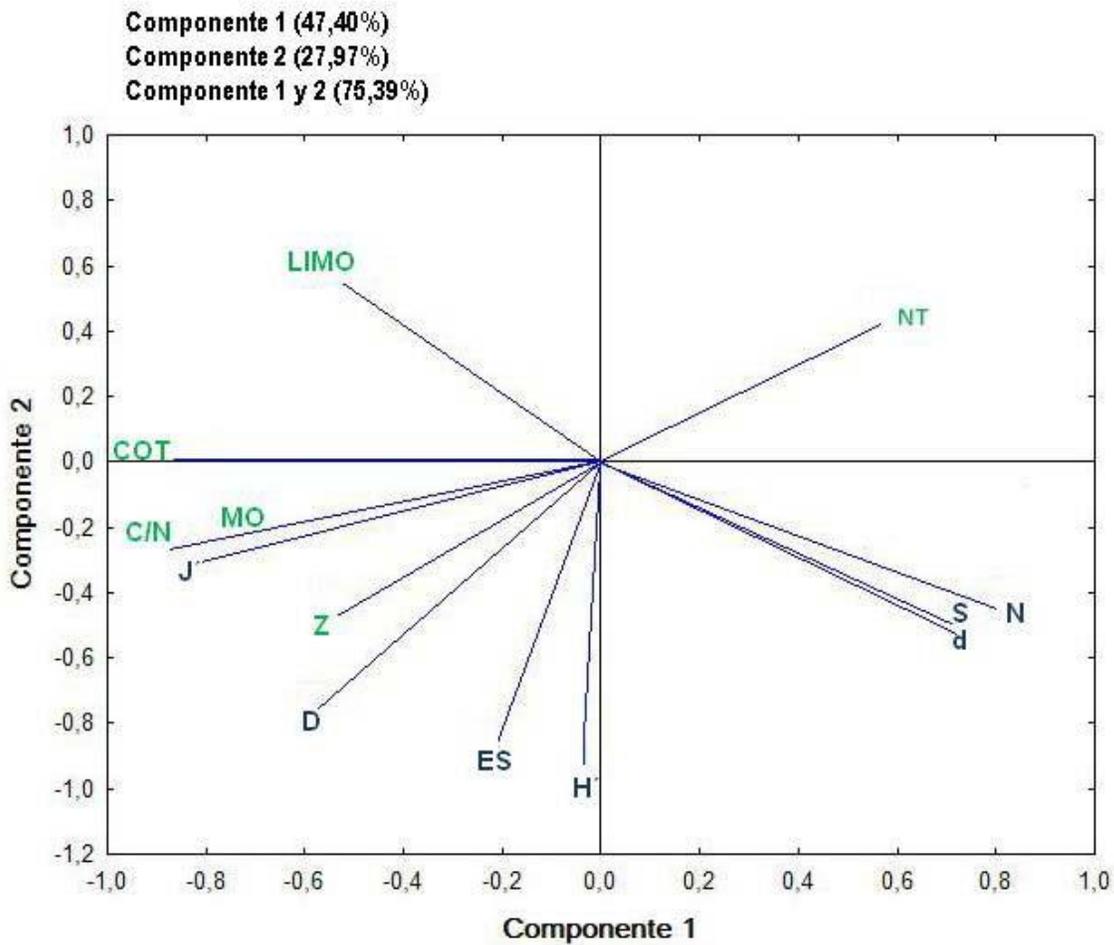


Figura 46. Análisis de componentes principales (PCA) para las variables ambientales (% limo (LIMO), Profundidad (Z), Materia orgánica (MO), Carbono orgánico total (COT), Nitrógeno total (NT), Proporción C/N) y los atributos comunitarios de la macrofauna (Número de especies (S), Abundancia (N), Riqueza de especies (Margalef) (d), Uniformidad (J'), Número esperado de especies ES(10), Diversidad específica según Shannon-Wiener (H') e Índice de dominancia de Simpson (D)) de los fondos blandos del estuario de Reloncaví.

1.4 Caracterización biológica del área de estudio (sedimentos fondos duros)

La presente sección entrega los resultados obtenidos durante una única campaña de muestreo, realizada en mayo de 2009.

En relación a la macro fauna registrada en el área de estudio (Tabla 23), el Phylum dominante fue la clase Crustacea, representando un 48.1% del total de especies observadas en el Fiordo. La segunda clase más abundante fue la Echinodermata, con un 31.2% y finalmente la clase Mollusca, que representó un 17.6%. La especie dominante fue *Notochtamalus scabrosus* (Tabla 24) que representa un 47.4% de los individuos observados en todas las áreas de muestreo del Fiordo de Reloncaví. *Arbacia dufresnei* representó un 31% y *Mytilus chilensis* un 8.8% del total. Respecto de la macro flora (Tabla 25), la especie dominante fue *Gracilaria chilensis* que representó un 90.8%.

Tabla 23. Contribución porcentual de los distintos Phylum de fauna presentes en las áreas de trabajo muestreadas en el Fiordo de Reloncaví.

Phylum	N° individuos	% de contribución
Crustacea	7439	48.09
Echinodermata	4829	31.22
Mollusca	2726	17.62
Polychaeta	466	3.01
Cnidaria	10	0.06
Total	15470	100

Tabla 24. Total de especies registradas en el área de muestreo del Fiordo de Reloncaví.

Especies de fauna observadas en los muestreos	N° total individuos	%
<i>Notochtamalus scabrosus</i>	7350	47.48
<i>Arbacia dufresnei</i>	4802	31.02
<i>Mytilus chilensis</i>	1376	8.89
<i>Aulacomya ater</i>	725	4.67
<i>Polychaeta indet.</i>	466	3.01
<i>Crepidula sp</i>	243	1.57
<i>Choromytilus chorus</i>	156	1.01
<i>Tegula atra</i>	75	0.48
<i>Acanthina monodon</i>	70	0.45
<i>Cancer setosus</i>	46	0.30
<i>Eurhomalea lenticularis</i>	31	0.20
<i>Cancer edwarsi</i>	24	0.16
<i>Fissurella nigra</i>	19	0.12
<i>Xanthochorus cassidiformis</i>	19	0.12
<i>Asteroidea indet</i>	14	0.09
<i>Pagurus edwarsi</i>	12	0.08
<i>Loxechinus albus</i>	9	0.06
<i>Asteriodea indet.</i>	9	0.06
<i>Antozoa indet.</i>	7	0.05
<i>Adelomelon ancilla</i>	5	0.03
<i>Tonicia chilensis</i>	5	0.03
<i>Acanthocyclus albatrossis</i>	4	0.03
<i>Cosmasterias lurida</i>	4	0.03
<i>Rhynchocinetes typus</i>	3	0.02
<i>Edwardsiidae</i>	3	0.02
<i>Tagelus dombeii</i>	1	0.01
<i>Fissurella cumingi</i>	1	0.01
TOTAL ESPECIES	15479	100

Tabla 25. Total de especies de macro flora registrado en el área de muestreo del Fiordo de Reloncaví.

Especies observadas	N° total individuos	%
<i>Gracilaria chilensis</i>	446	90.8
<i>Ulva lactuca</i>	20	4.07
<i>Macrocystis pyrifera</i>	14	2.85
<i>Gigartina scottsbergii</i>	9	1.83
<i>Lessonia trabeculata</i>	2	0.41
TOTAL ESPECIES OBSERVADAS	491	100

En relación a la presencia-ausencia de las diferentes especies de macro fauna en las 12 áreas de muestreo (Tabla 26), las especies *Notochtamalus scabrosus* y *Mytilus chilensis*, se observaron en 9 de las 12 áreas de muestreo, representando un 75% del total de organismos registrados. Las especies *Arbacia dufresnei* y *Crepidula sp.*, representaron un 66.7% de presencia y *Fissurella nigra* junto a *Aulacomya ater* un 50% de presencia.

La macro flora observada dio cuenta de la presencia de 5 especies de algas (Tabla 27) en las 12 áreas de muestreo. La especie *Gracilaria chilensis* se observó en 7 de las 12 áreas representando un 58.3%. Esta es la única de las algas observadas que está presente en las distintas zonas del fiordo (desembocadura, zona intermedia y al interior), las demás algas observadas no se encuentran en la zona al interior del fiordo (áreas 5, 8, 9 y 6). La especie *Macrocystis pyrifera* está presente en 4 áreas, representando un 33.3%, mientras que *Gigartina scottsbergii* está presente en 2 áreas, representando un 16.6%. El área de mayor riqueza de especies (S =3) corresponde a la estación A3, ubicada en la zona cercana a la desembocadura del fiordo (Fig. 5). El 73.93% del número de algas observadas se agrupa entre el centro del fiordo y la desembocadura de este (áreas 12, 3, 2, 11, 10 y 4).

Tabla 26. Presencia de las especies de macro fauna en cada una de las 12 estaciones de muestreo del Fiordo de Reloncaví.

Especie	Estaciones de muestreo												%	
	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10	A11	A12		
<i>Notochtamalus scabrosus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X					75.0
<i>Mytilus chilensis</i>		X	X		X	X	X	X	X	X		X		75.0
<i>Arbacia dufresnei</i>	X	X	X	X		X	X		X	X				66.7
<i>Crepidula sp</i>	X	X	X	X			X		X	X		X		66.7
<i>Fissurella nigra</i>	X	X	X			X			X		X			50.0
<i>Aulacomya ater</i>			X				X		X	X	X	X		50.0
<i>Cancer setosus</i>	X	X			X	X								33.3
<i>Cancer edwarsi</i>		X	X	X	X									33.3
<i>Asteroidea indet</i>						X				X	X	X		33.3
<i>Choromytilus chorus</i>	X			X				X						25.0
<i>Loxechinus albus</i>	X								X	X				25.0
<i>Tegula atra</i>	X			X		X								25.0
<i>Rhynchocinetes typus</i>			X	X		X								25.0
<i>Eurhomalea lenticularis</i>				X	X			X						25.0
<i>Acanthina monodon</i>				X						X				16.7
<i>Polychaeta indet.</i>				X					X					16.7
<i>Tonicia chilensis</i>						X	X							16.7
<i>Antozoa indet.</i>		X	X											16.7
<i>Pagurus edwarsi</i>		X												8.3
<i>Tagelus dombeii</i>				X										8.3
<i>Adelomelon ancilla</i>				X										8.3
<i>Xanthochorus assidiformis</i>					X									8.3
<i>Acanthocyclus albatrossis</i>					X									8.3
<i>Cosmasterias lurida</i>						X								8.3
<i>Edwardsiidae</i>						X								8.3
<i>Fissurella cumingi</i>												X		8.3

Tabla 27. Presencia de las especies de macro flora en cada una de las 12 estaciones de muestreo del Fiordo de Reloncaví.

Especies	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10	A11	A12	%
<i>Gracilaria chilensis</i>	X	X		X	X	X	X					X	58.3
<i>Macrocystis pyrifera</i>			X	X			X				X		33.3
<i>Gigartina scottsbergii</i>			X							X			16.6
<i>Ulva lactuca</i>										X			8.3
<i>Lessonia trabeculata</i>			X										8.3

Las especies de macro fauna dominante en cada una de las áreas de muestreo que presenta la Tabla 28, nos muestran que el cirripedio *Notochtamalus scabrosus* dominó en 5 de las 12 áreas, la especie *Arbacia dufresnei* en 2 áreas, *Mytilus chilensis* en 2 áreas y *Aulacomya ater* en 1.

Tabla 28. Especies de fauna dominante en cada área de estudio del Fiordo de Reloncaví.

Área	Especie dominante	%
A1	<i>Notochtamalus scabrosus</i>	57.29
A2	<i>Notochtamalus scabrosus</i>	85.51
A3	<i>Notochtamalus scabrosus</i>	61.98
A4	<i>Arbacia dufresnei</i>	74.04
A5	<i>Notochtamalus scabrosus</i>	94.44
A6	<i>Notochtamalus scabrosus</i>	52.50
	<i>Arbacia dufresnei</i>	44.08
A7	<i>Arbacia dufresnei</i>	50.90
A8	<i>Mytilus chilensis</i>	65.22
A9	<i>Mytilus chilensis</i>	42.80
	<i>Notochtamalus scabrosus</i>	46.70
A10	<i>Mytilus chilensis</i>	52.93
A11	<i>Aulacomya ater</i>	86.36
A12	<i>Notochtamalus scabrosus</i>	52.63

La riqueza de especies (S) total fue de 33. El valor de riqueza por área de muestreo (Tabla 29) mostró valores mínimos de 3 en el área 8 y un máximo de 14 en el área 4.

Tabla 29. Riqueza de especies por área de muestreo del Fiordo de Reloncaví.

Área	Riqueza de especies (S)
A1	9
A2	10
A3	13
A4	14
A5	8
A6	12
A7	8
A8	3
A9	8
A10	9
A11	4
A12	7

El sustrato de las áreas estudiadas muestra a inspección ocular que el fango es un material presente en 7 de ellas (área 12, 11, 10, 8, 7, 5 y 1). Esta situación cambia en el área 3 donde dominan los bolones; también en el área 2, donde el material dominante es una mezcla de piedra y grava y en el área 4, donde el sustrato lo domina la mezcla de arena y bolones. El área 6 se diferencia de las otras áreas por presentar sustratos más heterogéneos en casi todas sus profundidades constituidos de arena, grava, conchilla y una proporción menor de fango, mientras que el área 9 presenta arena, roca y conchilla. En el área 2 existió la presencia reconocible e importante como cúmulos de grandes dimensiones de restos de vegetales terrestres y en área 9 la roca era un importante componente del sustrato.

El índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') varía desde 0.294 bits (menor valor) en el área 5, a 1.311 bits (mayor valor) en el área 10 (Tabla 30). Existen 8 áreas que tienen un valor menor a 1 bits, lo que se puede considerar de una pobre diversidad. El índice de uniformidad de Pielou (J'), varía entre los valores de 0.151 (menor valor) del área 5 y 0.797 (mayor valor) en el área 8. Los valores de J' (Tabla 30), muestran la marcada

tendencia de todas las áreas a mostrar una alta dominancia. Los índices ecológicos H' y J' , son también concordantes con la distribución de las dominancias entre la comunidad que muestran las curvas de k-dominancia (Fig. 47 a 58) para todas las áreas de muestreo.

Tabla 30. Índices de diversidad de Shannon-Wiener y de uniformidad de Pielou para cada área de muestreo del Fiordo de Reloncaví.

Área	Índice de Shannon-Wiener H'	Índice de Pielou J'
1	0,941	0,453
2	0,601	0,261
3	1,134	0,493
4	0,903	0,352
5	0,294	0,151
6	0,880	0,367
7	1,209	0,675
8	0,876	0,797
9	1,112	0,535
10	1,311	0,674
11	0,524	0,477
12	0,956	0,534

Los gráficos de k-dominancia reflejan que prácticamente todas las áreas están dominadas por una o dos especies.

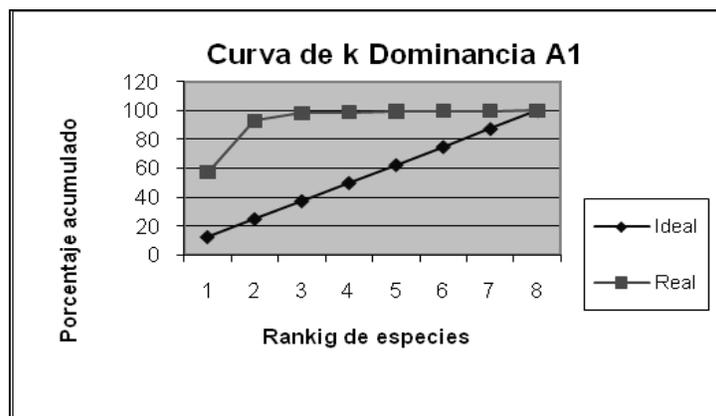


Figura 47. Curva de k dominancia del área de estudio A1.

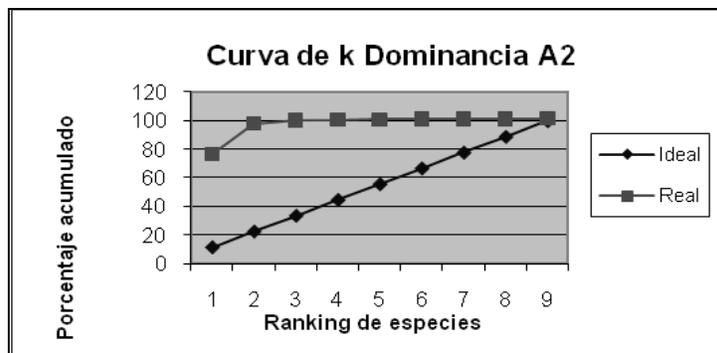


Figura 48. Curva de k dominancia del área de estudio A2.

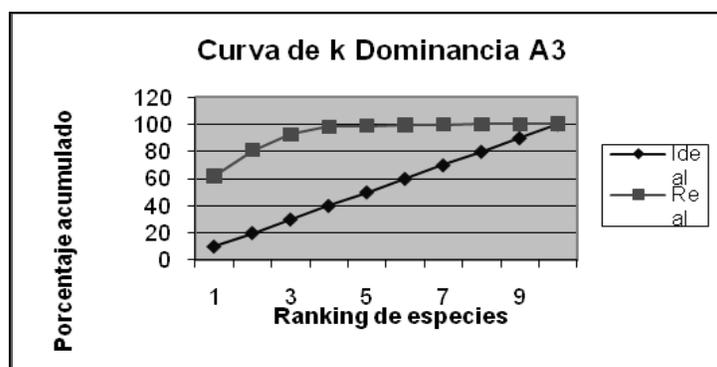


Figura 49. Curva de k dominancia del área de estudio A3.

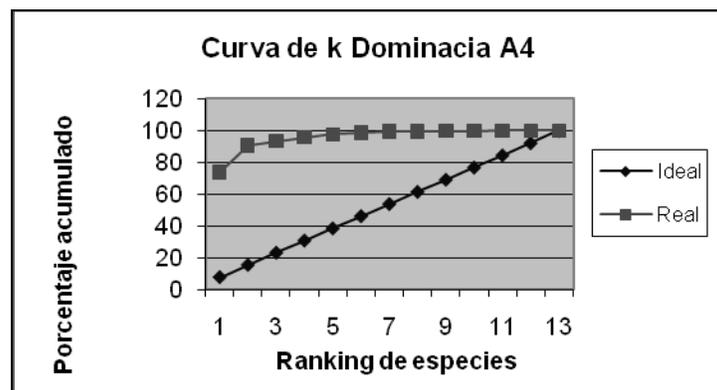


Figura 50. Curva de k dominancia del área de estudio A4.

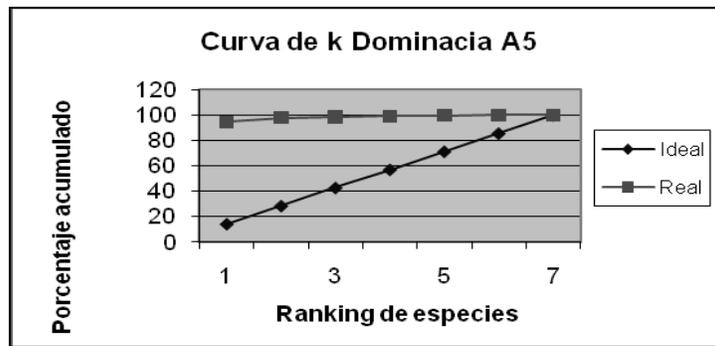


Figura 51. Curva de k dominancia del área de estudio A5.

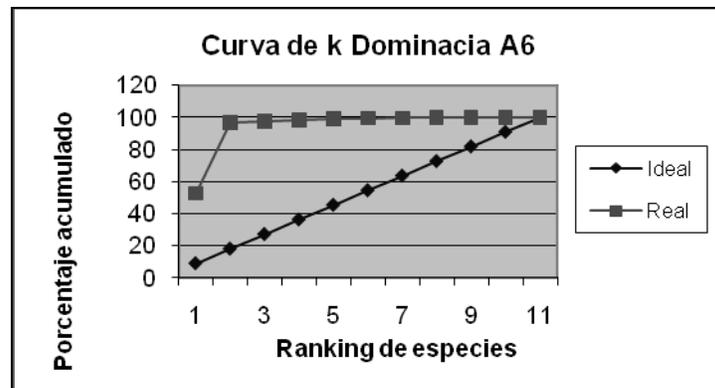


Figura 52. Curva de k dominancia del área de estudio A6.

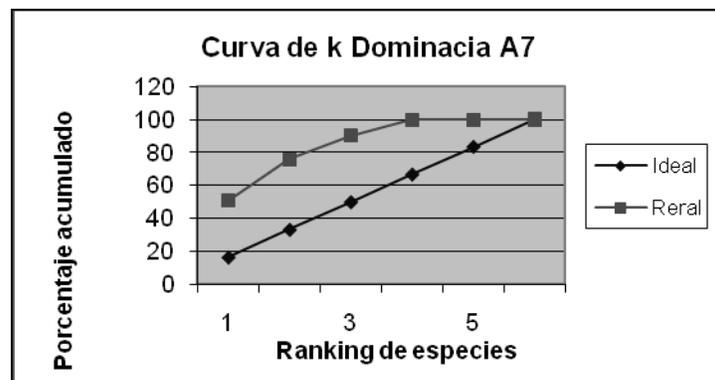


Figura 53. Curva de k dominancia del área de estudio A7.

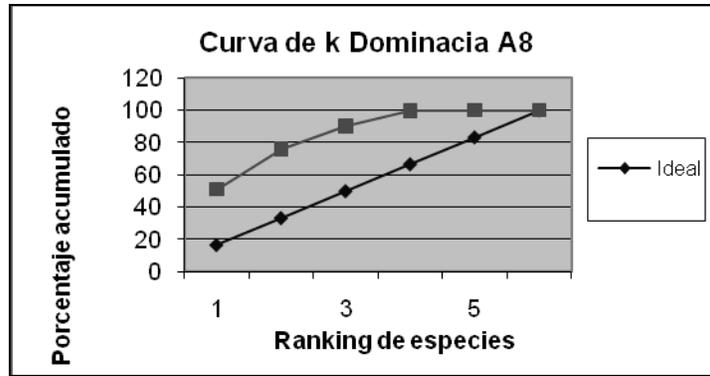


Figura 54. Curva de k dominancia del área de estudio A8.

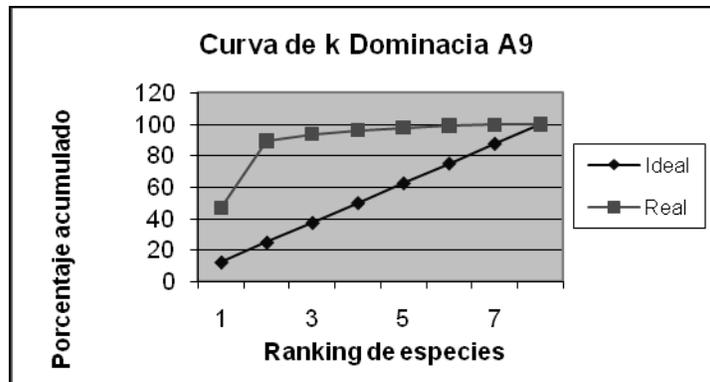


Figura 55. Curva de k dominancia del área de estudio A9.

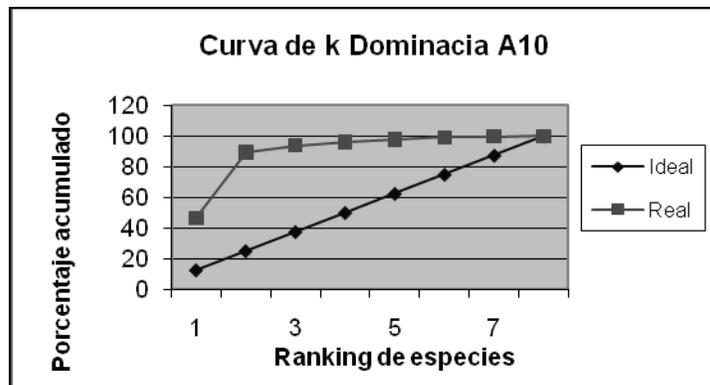


Figura 56. Curva de k dominancia del área de estudio A10.

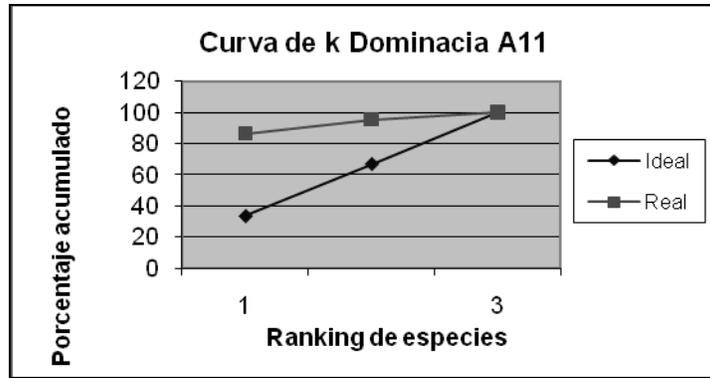


Figura 57. Curva de k dominancia del área de estudio A11.

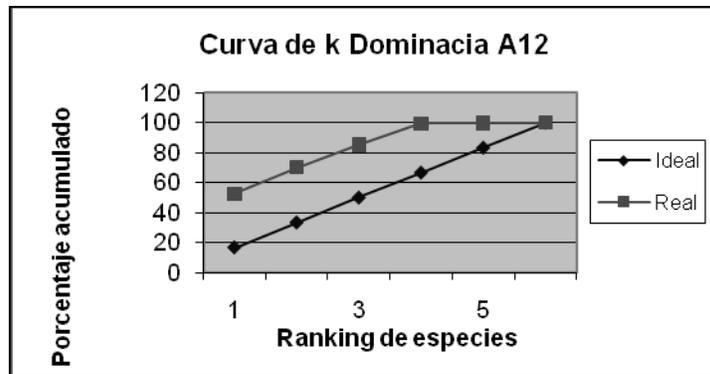


Figura 58. Curva de k dominancia del área de estudio A12.

En la figura 59, se observa que la clasificación del análisis de conglomerados, basado en la transformación de presencia-ausencia, segrega de manera general dos grupos de áreas de muestreo con una baja similitud (cercana al 25%); el primer grupo de estaciones corresponde a las ubicadas en el sector de la desembocadura del río Petrohué (A5 y A8), y el segundo grupo de estaciones a aquellas del sector interior del Fiordo Reloncaví junto a las estaciones cercanas al Seno Reloncaví. Además, se observa que dentro del segundo grupo las áreas de muestreo se segregan conforme a su ubicación, destacándose la separación de las estaciones A4 y A11, correspondientes a la zona de mayor influencia oceánica, a los niveles entre el 30% y 40% de similitud aproximadamente.

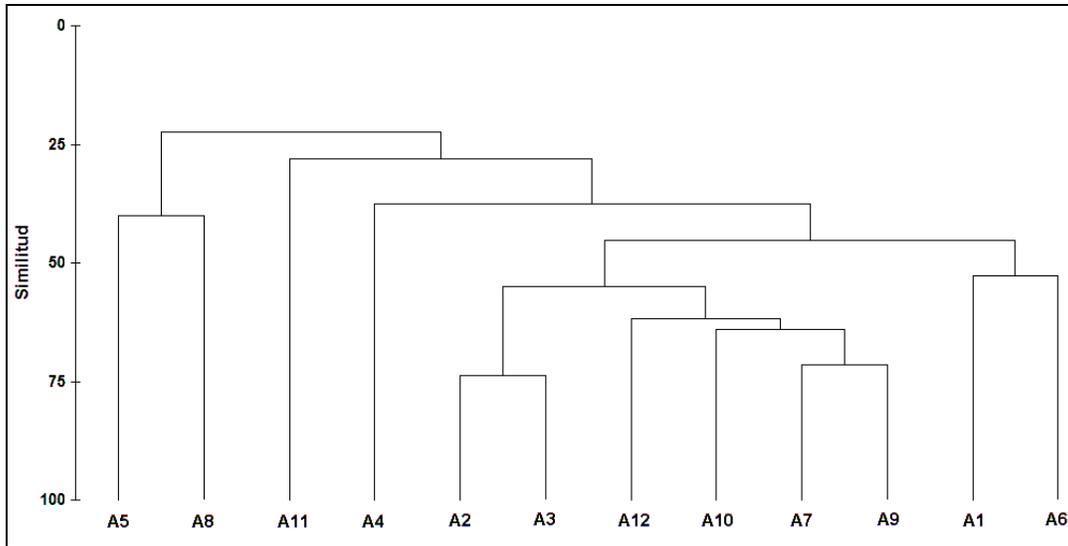


Figura 59. Clasificación del análisis de conglomerados de las áreas de muestreo del Fiordo de Reloncaví.

Por otra parte, la figura 60 muestra que la ordenación del escalamiento multidimensional no-métrico, basada en la transformación de las abundancias a la forma logarítmica, segrega las áreas de muestreo en tres grupos principales de acuerdo a la ubicación geográfica dentro del Fiordo de Reloncaví. El grupo mayor de estaciones está conformado por aquellas situadas en la zona interior del Estero Reloncaví, y los otros dos grupos corresponden a las áreas cercanas a la desembocadura del río Petrohué (A5 y A8) y a aquellas con influencia oceánica situadas hacia el Seno Reloncaví (A4, A10 y A11).

De acuerdo a la medida de bondad de ajuste de la regresión, la configuración del escalamiento multidimensional no-métrico se considera buena y confiable de interpretación ($\text{stress} < 0,1$), por lo que no es necesario complementar esta técnica multivariada con otra.

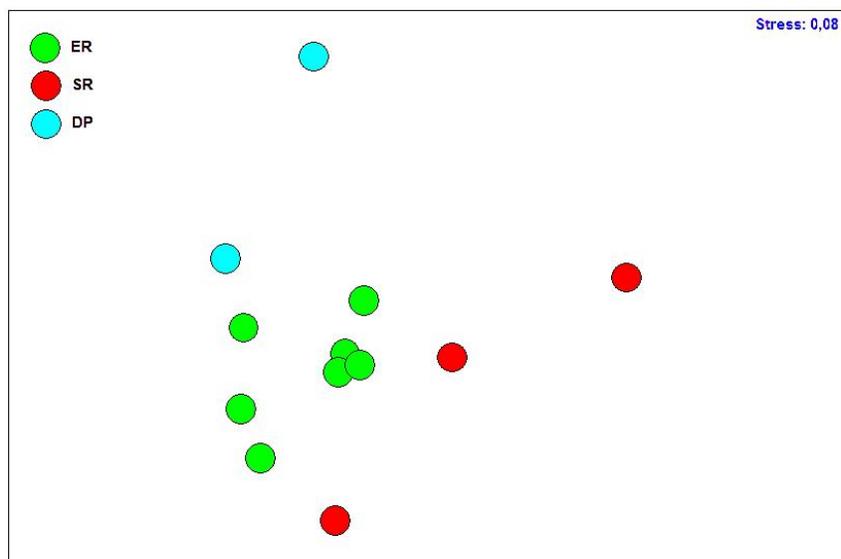


Figura 60: Ordenación del escalamiento multidimensional no-métrico de las comunidades de macro fauna bentónicas de las áreas de muestreo en los sectores Estero Reloncaví (ER), Seno Reloncaví (SR) y Desembocadura Petrohué (DP).

Por una parte, *la prueba global* del análisis de similitudes (ANOSIM) valida la existencia de grupos de áreas segregadas por el escalamiento multidimensional no-métrico de acuerdo al estadístico R y al nivel de significancia ($R=0,7$; $p=0,003$); y por otra, *la prueba de a pares* (Tabla 31) indica que la mayor diferencia ocurre entre las áreas situadas en el interior del Estero Reloncaví (grupo ER) y aquellas ubicadas en los extremos norte y sur (grupos DP y SR, respectivamente).

Tabla 31. *Prueba de a pares* del análisis de similitudes (ANOSIM).

Grupos	Estadístico R	p -valor
ER-SR	0,6	0,008
ER-DP	0,8	0,037
SR-DP	0,6	0,100*

ER: Estero Reloncaví; SR: Seno Reloncaví; DP: Desembocadura Petrohué; *: no significativo.

La figura 61 muestra que la ordenación del escalamiento multidimensional no-métrico, según el *factor profundidad*, no segrega los grupos correspondientes a las distintas profundidades. No obstante, se destaca la mayor disimilitud entre las profundidades más extremas (5 m y 20 m). De acuerdo a la medida de bondad de ajuste de la regresión, la configuración del escalamiento multidimensional no-métrico se considera regular (stress < 0.2), por lo que se considera potencialmente útil.

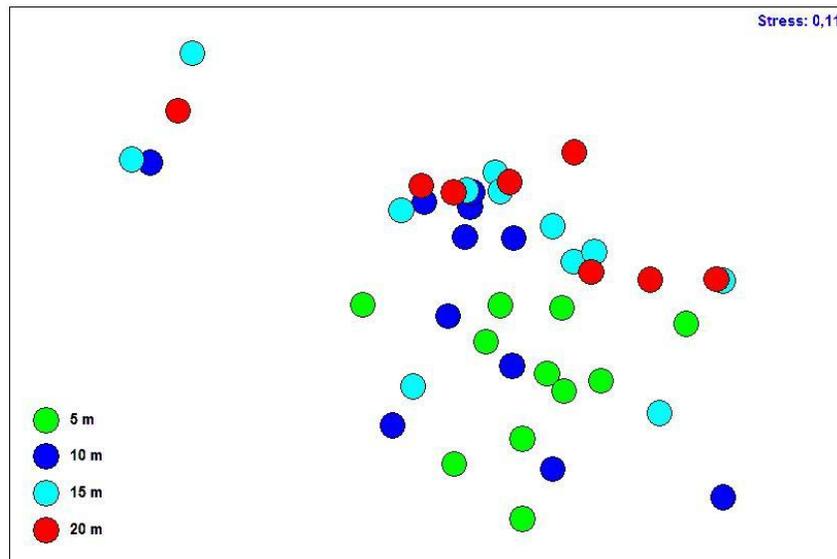


Figura 61. Ordenación del escalamiento multidimensional no-métrico de las comunidades macro fauna bentónicas, factor profundidad.

La *prueba global* del análisis de similitudes (ANOSIM) no valida la existencia de grupos por el escalamiento multidimensional no-métrico de acuerdo al estadístico R y al nivel de significancia ($R = 0.1$; $p = 0.02$). No obstante, la *prueba de a pares* (Tabla 32) refleja una leve tendencia a la segregación de grupos respecto de las muestras tomadas en los extremos del rango de profundidad (5 m y 20 m).

Tabla 32. Prueba de a pares del análisis de similitudes (ANOSIM).

Grupos	Estadístico R	p-valor
5 m-10m	0,1	0,04
5 m-15 m	0,2	0,004
5 m-20 m	0,3	0,001*
10 m-15 m	0,0	0,42*
10 m-20 m	0,0	0,26*
15 m-20 m	-0,1	0,96*

*: No significativo.

Los estudios realizados entre el estuario Reloncaví y el Golfo Corcovado corresponden principalmente a los desarrollados por el Crucero CIMAR 10 Fiordos durante el año 2004. Al respecto, Carrasco & Silva (2005) reportaron que la distribución de salinidad superficial en el Estero Reloncaví fluctúa entre 11 y 15 psu llegando a valores cercanos a 30 psu hacia el Seno Reloncaví, considerando como capa superficial los primeros 30 metros. Estos resultados sugieren que la estructura comunitaria no presentaría un gradiente por salinidad en esta capa superficial, acorde a lo observado mediante el escalamiento multidimensional no-métrico (Fig. 60); pero sí probablemente, a lo largo de la extensión del estero desde la desembocadura del río Petrohué hasta el Seno Reloncaví. En este sentido, la estructura comunitaria del macrobentos de la zona del Estero Reloncaví presenta diferencias respecto de la ubicación geográfica de las áreas de muestreo, distinguiéndose tres grupos principales: (1) las áreas de muestreo ubicadas hacia la cabecera del estero Reloncaví; cercanas a la desembocadura del río Petrohué; (2) las situadas en el área central; (3) y aquellas posicionadas hacia la boca del estuario. Por otra parte, la capa superficial del Estero Reloncaví se presenta bien oxigenada, con concentraciones sobre 8 mL/L. Estos valores se deben a la mayor solubilidad que presenta el oxígeno producto de la baja salinidad de esta capa como consecuencia de los aportes de agua dulce por los ríos aledaños. Esta condición permite que los ensambles macrobentónicos de la zona de estudio se encuentren bien representados, tanto por organismos capaces de modificar la estructura comunitaria debido a que alteran la composición y abundancia de algas (*e.g.* lapas, tégulas y erizos) (Bretos 1978) como de

organismos carnívoros que permiten modelar el sustrato bentónico (*e.g.* murícidos y decápodos) (Soto *et al.* 2004).

2. Objetivo específico N°4

Modelo de intercambio de agua, sal y nutrientes

El muestreo de la zona de estudio correspondió a los cruceros CIMAR Fiordos 10, 11 y 14 en sus dos etapas: C10F1 (Agosto-Septiembre de 2004, Ago-04), C10F2 (Noviembre de 2004, CFNov-04), C11F1 (Julio de 2005, CFJul-05), C11F2 (Noviembre de 2005, CFNov-05), C14F1 (Noviembre de 2008, CFNov-08) y a las campañas de mediciones en el fiordo Reloncaví, durante agosto (Ago-08), octubre (Oct-08), noviembre (Nov-08) de 2008 y febrero (Feb-09), mayo (May-09) de 2009.

Durante estos cruceros se registraron las variables oceanográficas mediante CTD y se tomaron muestras de agua de mar para el posterior análisis de nutrientes disueltos (fosfato, nitrato y silicato). Con esta información, se prepararon perfiles verticales para analizar la estructura de salinidad, fosfato, nitrato y silicato, en la boca del estero Reloncaví. Por otra parte, los datos de precipitación, evaporación y caudales de ríos fueron obtenidos de series de tiempo mensuales y datos medios, que fueron facilitados por la Dirección General de Agua (DGA) del Ministerio de Obras Públicas (MOP). Con esta información fueron construidas gráficas de precipitación, evaporación y caudales de ríos, para explicar la estacionalidad del aporte de agua al sistema, principalmente la obtenida del sector del río Puelo. En cuanto a la serie de tiempo del río Petrohué esta se basó en la estimación realizada por León (2005).

Precipitación

La pluviosidad mensual, en las cercanías del estero Reloncaví (estación Puelo), presentó una marcada señal estacional, en donde los meses más lluviosos correspondieron a junio a agosto (invierno) y aquellos con menor agua caída se presentaron desde diciembre a marzo (verano), con valores promedios históricos de 378 y 149 mm mensuales, respectivamente. Tanto los máximos, como los mínimos individuales fueron registrados

durante el año 2005, donde alcanzaron valores de 754 mm (mayo) y 17 mm (febrero) respectivamente (Fig. 62).

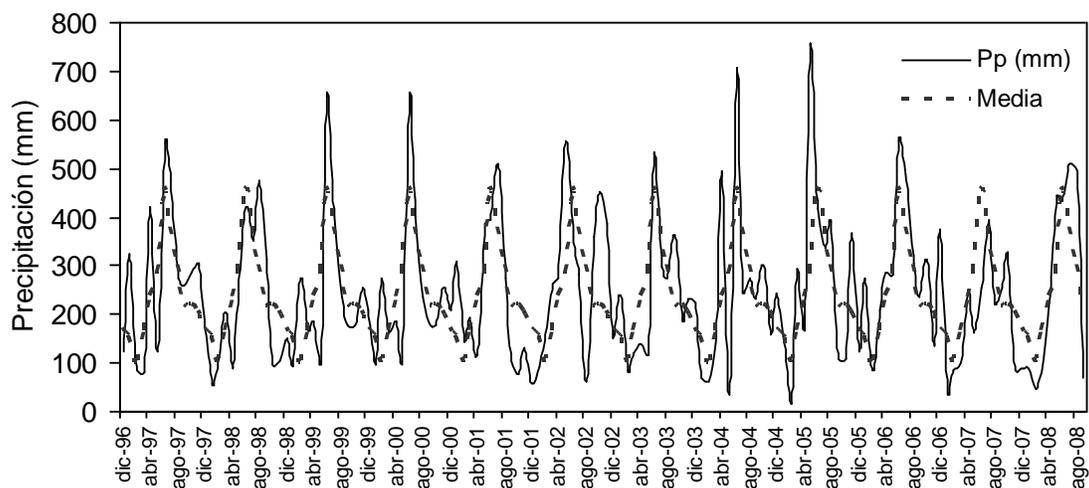


Figura 62. Serie de tiempo de la precipitación mensual en estación Puelo desde 1996 al 2008 y su promedio histórico para el mismo período. En base a datos de la Dirección General de Aguas (Ministerio de Obras Públicas)

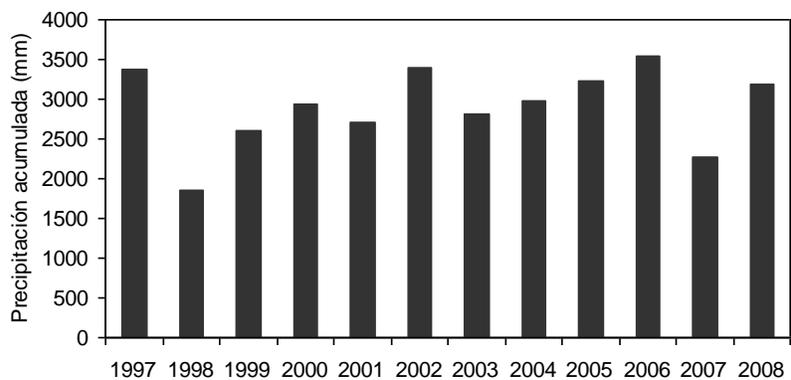


Figura 63. Serie de tiempo de precipitación acumulada en estación Puelo desde 1997 al 2008. En base a datos de la Dirección General de Aguas (Ministerio de Obras Públicas)

En cuanto al agua acumulada anualmente, esta presentó una media anual histórica de $2906 \pm 496 \text{ mm}\cdot\text{año}^{-1}$ (Fig. 63), fluctuando entre una mínima de $1851 \text{ mm}\cdot\text{año}^{-1}$ durante 1998 y una máxima de $3542 \text{ mm}\cdot\text{año}^{-1}$ el 2006.

Evaporación

La serie de tiempo mensual de evaporación en la estación Puelo, presentó una señal anual cíclica, con promedios máximos en la época estival de $57 \text{ mm}\cdot\text{mes}^{-1}$, donde el máximo fue registrado en enero de 2007 ($118 \text{ mm}\cdot\text{mes}^{-1}$), y el mínimo en mayo de 2005 con $1 \text{ mm}\cdot\text{mes}^{-1}$ (Fig. 64).

Al comparar la pérdida de agua mediante evaporación con el ingreso de agua al sistema del Reloncaví, fue factible observar que en los meses de diciembre a febrero esta fue de alrededor de un 50% respecto a la precipitación, mientras que en los meses de junio hasta agosto, fue del orden de un 4% (Fig. 64).

En cuanto a la evaporación anual, esta presentó una media anual histórica de $409 \pm 57 \text{ mm}\cdot\text{año}^{-1}$ (Fig. 65), fluctuando entre un mínimo de $325 \text{ mm}\cdot\text{año}^{-1}$ durante el 2003 a una máxima de $506 \text{ mm}\cdot\text{año}^{-1}$ en 1999.

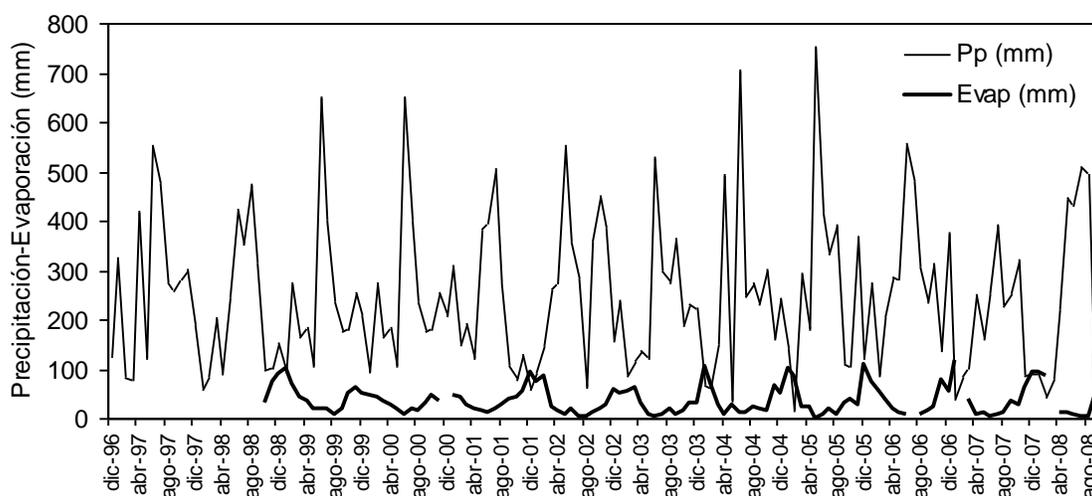


Figura 64. Serie de tiempo de la precipitación mensual y evaporación en estación Puelo desde 1996 al 2008. En base a datos de la Dirección General de Aguas (Ministerio de Obras Públicas)

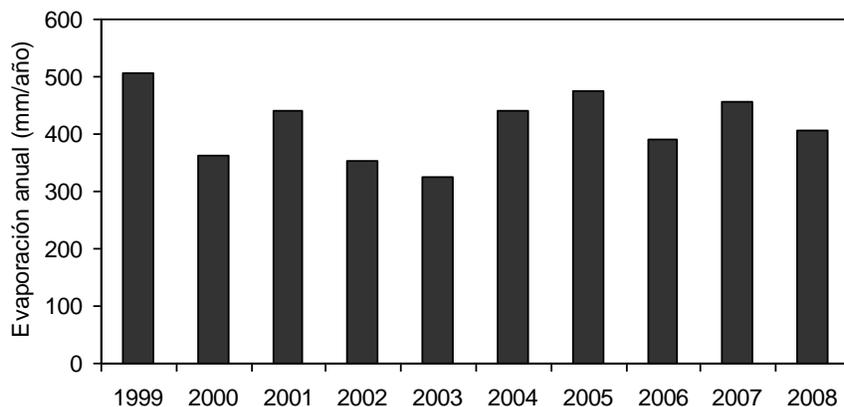


Figura 65. Serie de tiempo de evaporación anual en estación Puelo desde 1997 al 2008. En base a datos de la Dirección General de Aguas (Ministerio de Obras Públicas)

Caudal de los ríos

Existen pocos ríos que vierten agua al estero del Reloncaví, sin embargo, las cuencas hidrográficas más importantes que se encuentran en el recorrido del estuario corresponden al río Puelo (Fig. 66), el cual nace en el lago del mismo nombre y desemboca en el estuario de Reloncaví, con una extensión de 120 km y tiene un régimen de alimentación pluvial, y un caudal medio de $651 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (medidos en la estación de aforo y pluviométrica del río), otro que le sigue en importancia es el río Petrohué, el cual posee una longitud de 36 km, nace en el extremo occidental del lago Todos los Santos y desemboca en bahía Ralún (estuario del Reloncaví). Su hoya hidrográfica es de 2.640 km^2 , su régimen de alimentación es pluvial y está regulado por el lago Todos los Santos. Finalmente el río Cochamó, tiene una hoya de menor tamaño y por consiguiente, caudales medios menores que el Puelo, sin embargo no existe información oficial de los caudales de estos dos últimos ríos, aún cuando el agua que vierte el río Petrohué ha sido estimada, en función del caudal del río Puelo, obteniéndose valores medios del orden de los $290 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (León, 2005). Adicionalmente existen otros pequeños ríos que vierten agua al sistema, de los cuales no existe información.

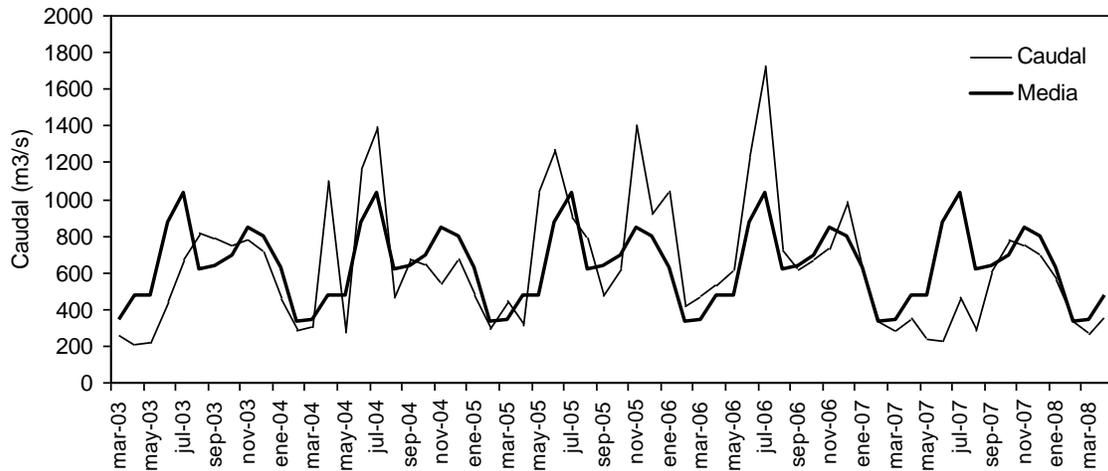


Figura 66. Serie de tiempo del caudal mensual del río Puelo desde el 2003 al 2008, y su promedio histórico para los mismos periodos. En base a datos de la Dirección General de Aguas del Ministerio de Obras Públicas.

El ciclo anual del río Puelo (Fig. 66), presentó en general mayores caudales durante la época invernal, en gran parte de la serie de tiempo. Sin embargo, durante el año 2007, los mayores caudales se registraron desde el mes de septiembre a enero ($687\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$). Aún cuando, claramente fueron inferiores a los registrados en los años anteriores, estos fueron notablemente mayores que los de invierno durante ese mismo año (mayo-agosto = $304\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$). Por su parte durante el verano en gran parte de la serie de tiempo, se registraron caudales más bajos que en invierno, siendo en promedio de $319\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$. Sin embargo, fue factible observar altos caudales durante los meses de noviembre-diciembre del 2005 ($1159\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$), enero-diciembre del 2006 ($1013\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$) y octubre-noviembre del 2007 ($764\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$). Lo anterior, podría indicar que el caudal del río no estaría modulado solo por la pluviosidad, sino también puede ser alimentado por deshielos, ocurridos en las épocas primaverales y estivales.

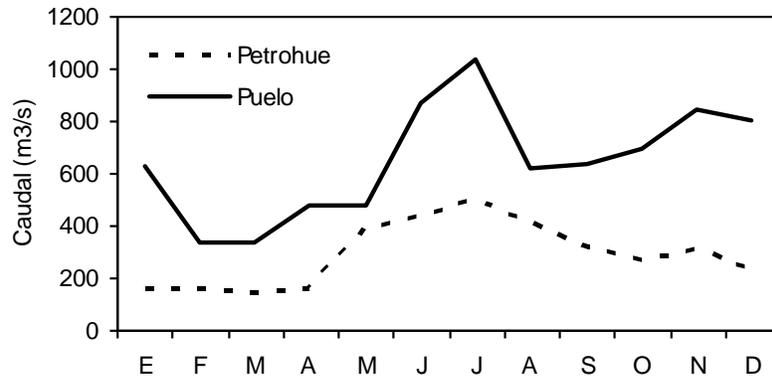


Figura 67: Medias mensuales del caudal de los río Puelo y Petrohué (León, 2005). En base a datos de la Dirección General de Aguas del Ministerio de Obras Públicas.

En cuanto a las medias históricas del caudal de los ríos Puelo y Petrohué (Fig. 67), se corrobora la presencia de un régimen mixto, donde los mayores caudales se registraron en los meses de junio a agosto (838 y 447 mm mensuales respectivamente) y los mínimos en los meses de febrero-marzo (335 y 150 mm mensuales, respectivamente).

De acuerdo a la estimación realizada por León (2005), el aporte de agua del río Petrohué al estuario fue menor al del río Puelo en un 44% promedio anual y específicamente en el mes que se realizó el estudio fue menor en un 40% (Fig. 67).

Salinidad

En cada uno de los cruceros fue factible observar una estructura vertical similar con baja salinidad superficial, debido a los aportes de agua dulce al interior del estuario (Fig. 68 y 69). Esta influencia, fue más marcada durante los cruceros de Nov-08 y CFNov-08, donde la salinidad fue menor a 8psu. Por su parte en verano, esta variable se vio menos afectada debido a que en esta época los caudales de agua dulce históricamente han sido relativamente bajos (Fig. 69). En invierno el registro del CTD presentó una mayor influencia de agua dulce durante el año 2008 (Ago-08). Bajo la superficie, esta variable aumentó rápidamente los primeros 25m de profundidad, presentando fuertes haloclinas del orden de $12 \text{ psu}\cdot\text{m}^{-1}$ en el muestreo de Ago-08, 18 y $14 \text{ psu}\cdot\text{m}^{-1}$ para los muestreos de Nov-08 y $7 \text{ psu}\cdot\text{m}^{-1}$ para el muestreo de Feb-09. Lo anterior implica una alta estratificación de la

capa superior de la columna de agua en la boca del estuario. En la zona profunda esta variable, mantuvo valores similares en todos los muestreos (Fig. 68 y 69).

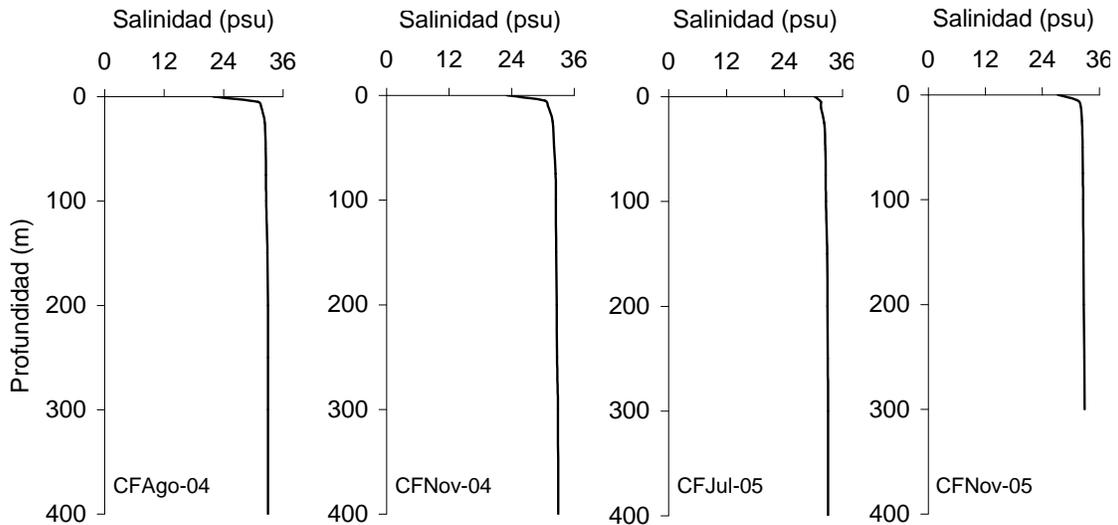


Figura 68. Perfiles de Salinidad en la boca del estuario del Reloncaví, para cada uno de los muestreos.

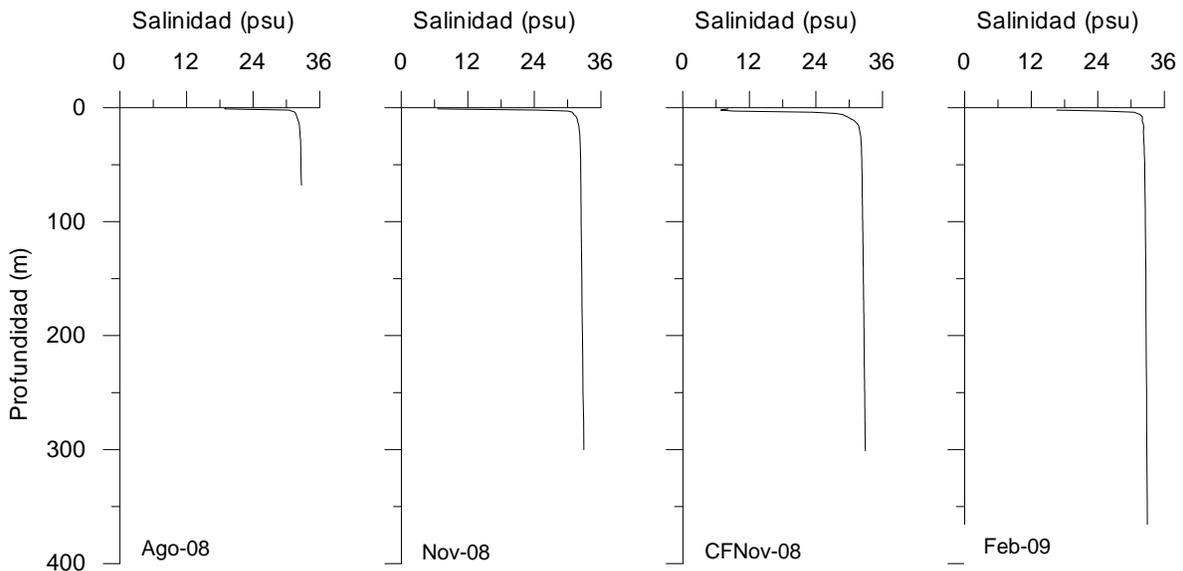


Figura 69. Perfiles de Salinidad en la boca del estuario del Reloncaví, para cada uno de los muestreos.

Por su parte, los nutrientes registrados durante los cruceros CIMAR Fiordo, también presentaron una estructura de dos capas, con bajas concentraciones superficiales de fosfato y nitrato en todos los cruceros, a diferencia del silicato, que este fue del orden de $95\mu\text{M}$ en el crucero de CFNov-08, lo cuál es típico de zonas estuarinas, los demás cruceros presentaron concentraciones entre 21 y $68\mu\text{M}$ (Figs. 70, 71, 72, 73 y 74). Bajo la superficie fosfato y nitrato aumentaron rápidamente los primeros 20 m de profundidad, generando las mayores nutriclinas durante el crucero de CFNov-08, siendo estas del orden de $0.3\mu\text{M}\cdot\text{m}^{-1}$ para fosfato y $3.6\mu\text{M}\cdot\text{m}^{-1}$ para nitrato (Figs. 70, 71, 72, 73 y 74). El silicato por su parte disminuyó rápidamente los primeros metros, generando nutriclinas invertidas en todos los cruceros, sin embargo la de mayor envergadura también se presentó durante el crucero de CFNov-08 del orden de $27\mu\text{M}\cdot\text{m}^{-1}$. Bajo estas profundidades, los tres nutrientes se mantuvieron relativamente estables para todos los cruceros (Figs. 70, 71, 72, 73 y 74).

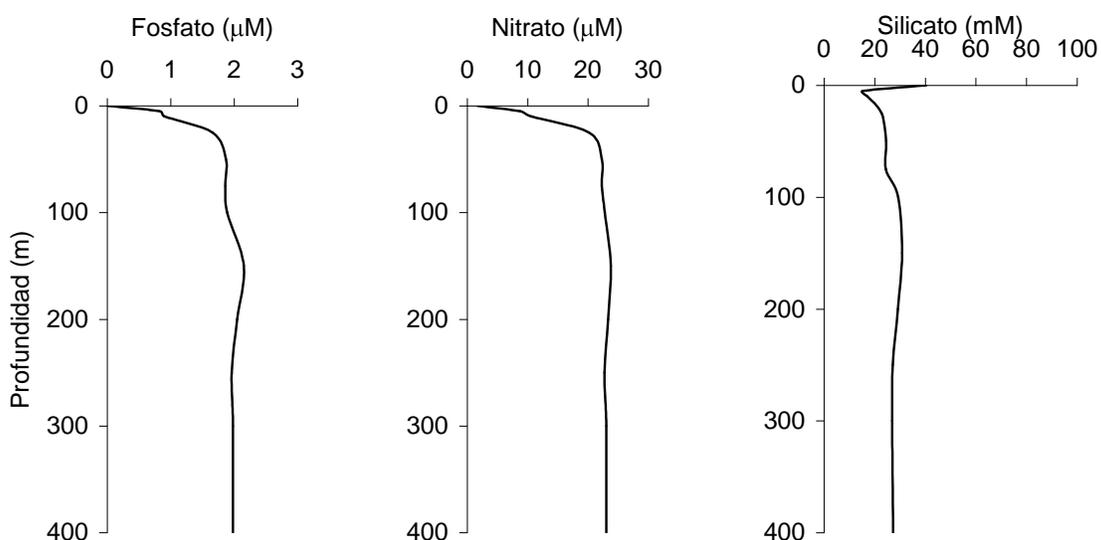


Figura 70. Pefiles de Nutrientes en Crucero Cimar 10 Fiordo etapa 1 (CFSep-04), en la boca del estuario del Reloncaví.

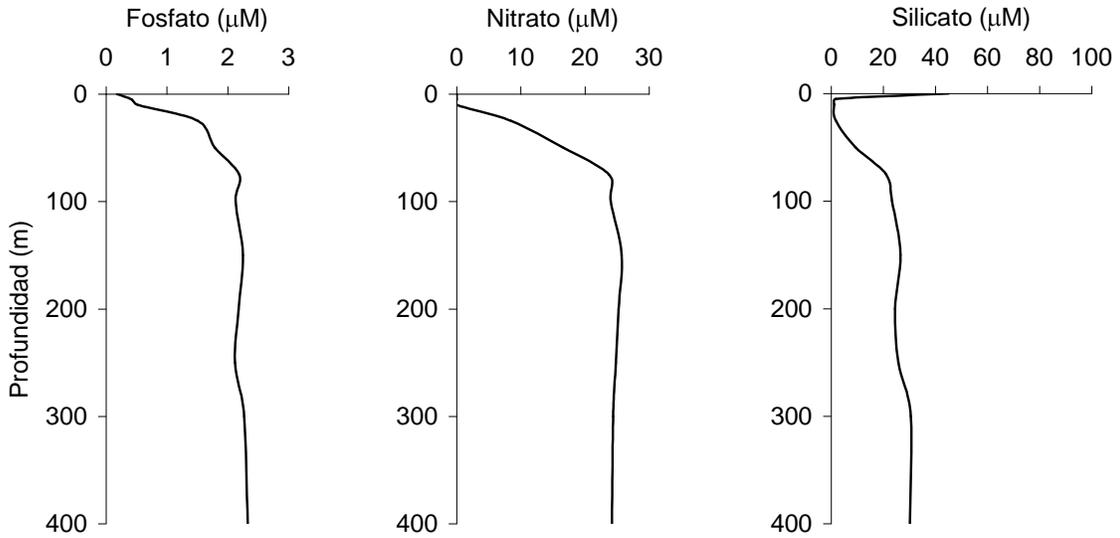


Figura 71: Perfiles de Nutrientes en Cruceiro Cimar 10 Fiordo etapa 2 (CFNov-04), en la boca del estuario del Reloncaví.

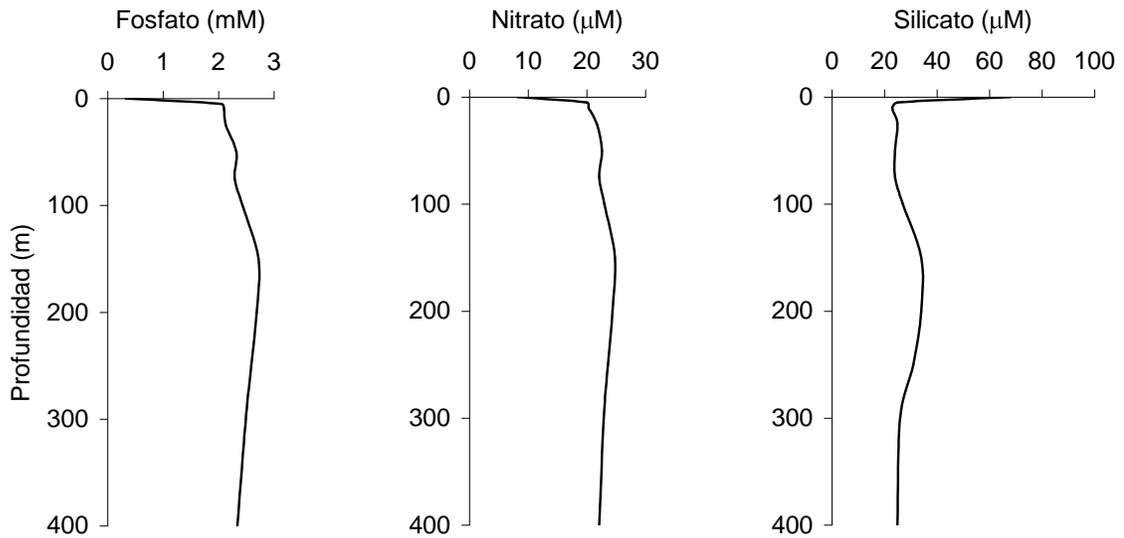


Figura 72. Perfiles de Nutrientes en Cruceiro Cimar 11 Fiordo etapa 1 (CFJul-05), en la boca del estuario del Reloncaví.

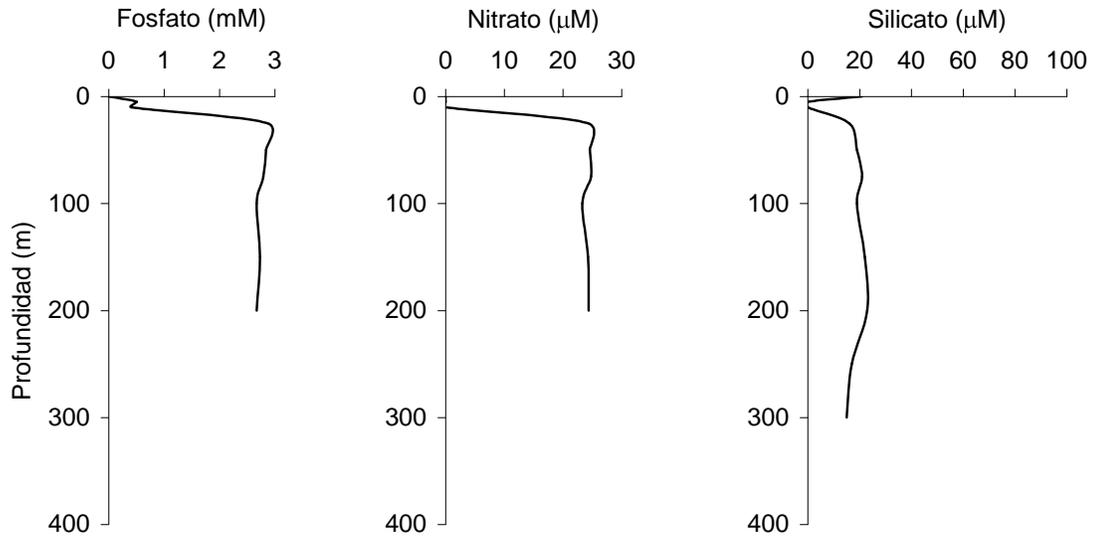


Figura 73. Pefiles de Nutrientes en Crucero Cimar 11 Fiordo etapa 2 (CFNov-05), en la boca del estuario del Reloncaví.

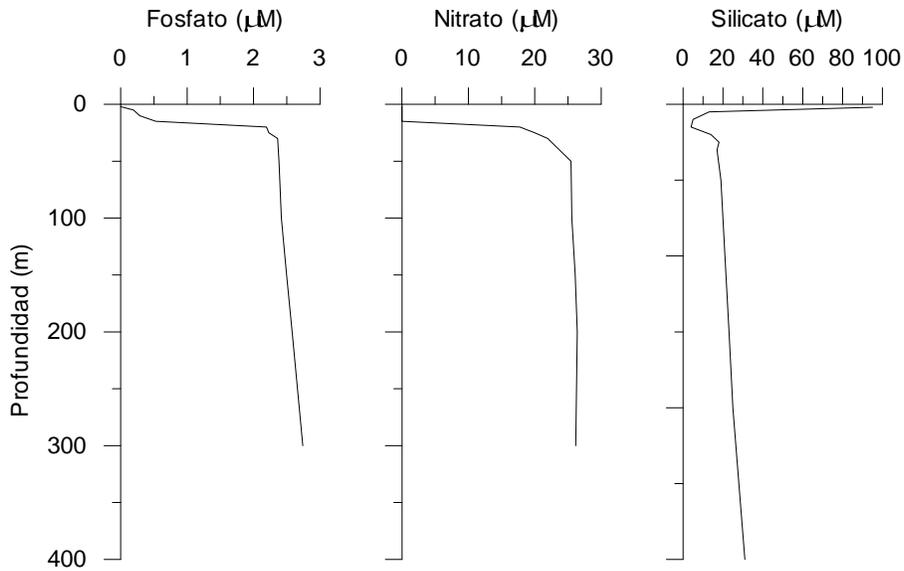


Figura 74. Pefiles de Nutrientes en Crucero Cimar 14 Fiordo (CFNov-08), en la boca del estuario del Reloncaví.

A diferencia de los cruceros CIMAR, los muestreos realizados durante agosto – octubre de 2008 y febrero de 2009, fueron sumamente someros. Sin embargo, fue factible observar bajas concentraciones superficiales de nitrato y fosfato, las que aumentaron en los primeros 10 m de profundidad (Fig. 75, 76 y 77). Por su parte el Silicato presentó altas concentraciones en superficie, las que disminuyeron rápidamente (Fig. 75, 76 y 77), coincidiendo con lo obtenido en los Cruceros CIMAR 10 y 11, respectivamente.

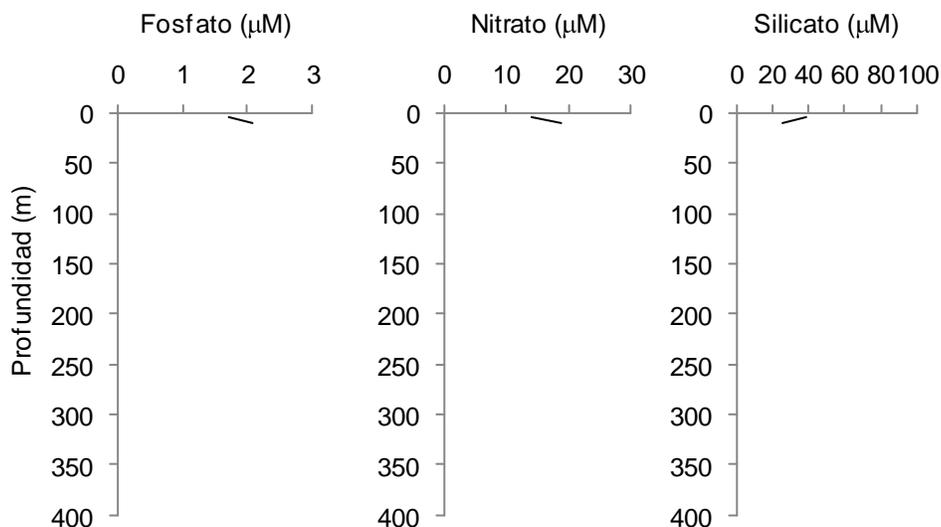


Figura 75: Perfiles de Nutrientes en muestreo Ago-08, en la boca del estuario del Reloncaví.

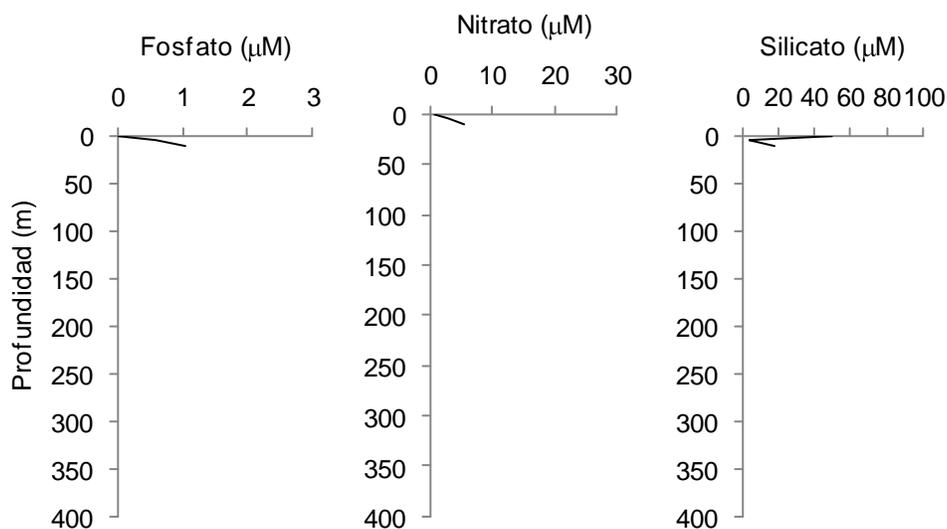


Figura 76: Perfiles de Nutrientes en muestreo Oct-08, en la boca del estuario del Reloncaví.

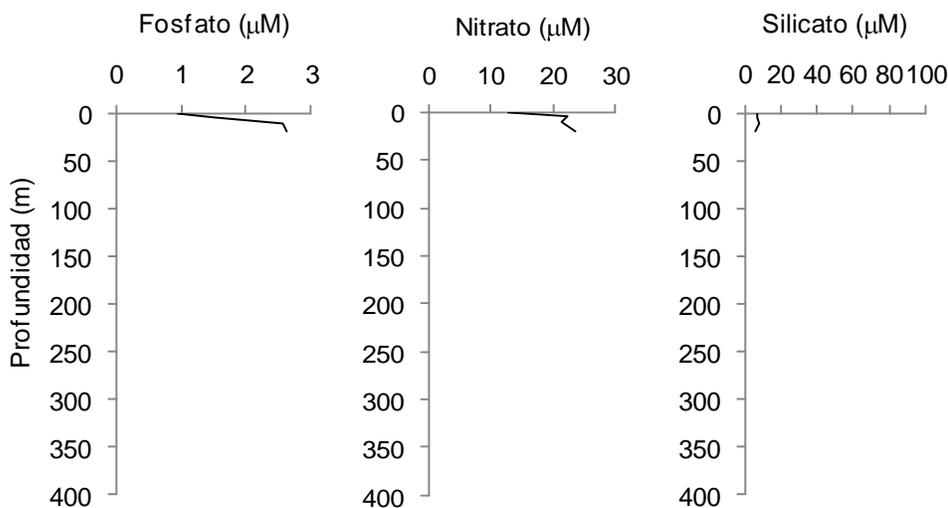


Figura 77: Pefiles de Nutrientes en muestreo May-09, en la boca del estuario del Reloncaví.

Modelo de Balance

De los aportes de agua dulce, como precipitación, y caudales y de pérdidas por evaporación para el estuario de Reloncaví, se dispuso de datos correspondientes para los cruceros del 2004 y 2005 y de datos históricos para el año 2008 del respectivo mes.

En general, la precipitación sobre el área del estuario en $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (área de la zona de estudio por la precipitación), no representó gran aporte de agua dulce, llegando a ser del orden de un 1% del total que llega a través de los ríos, para los meses de febrero (verano) y noviembre (primavera) respectivamente, aumentando al 3% en el mes de agosto (invierno). Por otro lado, la evaporación, tampoco representó una gran pérdida de agua dulce desde el sistema, en verano esta representó un 53%, respecto al aporte de agua producido por precipitación, disminuyendo a un 3% en invierno, aumentando posteriormente a un 35%, en la época primaveral.

El volumen de aguas subterráneas no fue considerado, ya que no existen mediciones en la zona. Por otra parte, debido a las características del suelo, fue posible considerar que las infiltraciones son escasas y muy posiblemente despreciables, relativo a otros aportes de agua dulce de los ríos. Al igual que en el caso anterior, el volumen de aguas dulces no fluviales se consideró despreciable, debido principalmente a la ausencia de fuentes de ingresos de aguas dulces diferentes a la de los ríos y la precipitación en la zona de estudio.

La salinidad en los flujos entrantes y salientes, fueron calculados asumiendo que la separación entre la capa superficial y la profunda, coincide con la profundidad de la salinidad media, la cual se presentó relativamente profunda en los cruceros CIMAR Fiordo de CFSep-04, CFNov-04, CFJul-05 y CFNov-05, las cuales fluctuaron entre 92 y 142m, debido principalmente a la baja diferencia de la salinidad entre la capa superficial y la profunda, a diferencia del crucero de CFNov-08, donde esta fue de 33m de profundidad, en la desembocadura del estuario del Reloncaví, por su parte durante las campañas realizadas en este estudio, fue de 26m, 70m y 60m, para Ago-08, Nov-08 y Feb-09 respectivamente.

De acuerdo a lo anterior se generó el balance de agua y sal para cada uno de los cruceros, obteniéndose los caudales entrantes y salientes del sistema (Tablas 33 y 34). Con los resultados obtenidos, se determinó un tiempo de renovación de las aguas para el estuario del Reloncaví entre 3 y 15 días para los cruceros CIMAR Fiordo del 2004 y 2005, a diferencia de lo observado durante el crucero CIMAR Fiordos 2008, el cuál arrojó un tiempo de residencia del orden de 50 días, por su parte las campañas realizadas durante este estudio, determinaron una renovación de las aguas en la cuenca de 17días en agosto, 14días en noviembre y 30días en febrero (Tablas 33 y 34). Cabe destacar que los mayores tiempos de renovación de las aguas, pueden deberse a una baja en los aporte de agua dulce, como en el caso de la campaña de verano, o a una mayor diferencia de salinidad de la capa superficial, respecto a la profunda, como es el caso del crucero CIMAR 14 Fiordos, en este caso el aporte de agua dulce fue relativamente alto, a diferencia de lo que ocurrió en las campañas de invierno y primavera donde el aporte de agua dulce fue alto y las diferencias de salinidad entre la capa superficial y la profunda fueron del orden de 1.5 a 1.3, respectivamente.

Tabla 33: Resultados del modelo de balance de agua para los cruceros CIMAR Fiordo.

Muestreos	Q_r Puelo (m^3/s)	Q_r Petrohué (m^3/s)	pp-evap (m^3/s)	Q_{r_tot} (m^3/s)	Q_s (m^3/s)	Q_e (m^3/s)	Volumen (m^3)	τ (días)
CFSep-04	677	320	14	1011	44011	43000	3.20E+10	8
CFNov-04	543	310	5.8	858	25382	24523	3.20E+10	15
CFJul-05	904	500	20.2	1424	74846	73422	3.20E+10	5
CFNov-05	1400	310	21.5	1732	108046	106315	3.20E+10	3
CFNov-08	840	310	10	1160	7472	6311	3.20E+10	50

Tabla 34: Resultados del modelo de balance de agua para este estudio.

Muestreos	Q _r Puelo (m ³ /s)	Q _r Petrohue (m ³ /s)	pp-evap (m ³ /s)	Q _{r_tot} (m ³ /s)	Q _s (m ³ /s)	Q _e (m ³ /s)	Volumen (m ³)	τ (días)
Ago-08	614	410	19	1043	21643	20600	3.20E+10	17
Nov-08	840	310	10	1160	27282	26122	3.20E+10	14
Feb-09	332	160	4	496	12189	11693	3.20E+10	30

Por otra parte, con los caudales de agua calculados en el balance de agua y sal, y las concentraciones medias de nutrientes, solo para los cruceros CIMAR, se efectuó el cálculo y el balance de nutrientes (Tabla 35). Los muestreos realizados durante agosto 2008, octubre 2008 y mayo 2009, no se consideraron dentro de los modelos de balance, debido a que la profundidad de separación entre las capas profundas y superficial, normalmente fue mayor a 25m y estos datos fueron tomados a profundidades discretas (1, 5 y 10m).

Tabla 35. Resultados del modelo de balance de nutrientes para los cruceros CIMAR Fiordos 10 (Sep-04 y Nov-04), 11 (Jul-05 y Nov-05) y 14 (Nov-08).

CFSep-04	Caudal (m³/s)	Nitrato (mol/s)	Fosfato (mol/s)	CFNov-04	Caudal (m³/s)	Nitrato (mol/s)	Fosfato (mol/s)
Entra	43000	938	86	Entra	24523	607	55
Sale	44011	902	75	Sale	25382	348	40
Balance	1011	35	11	Balance	858	259	14

CFJul-05	Caudal (m³/s)	Nitrato (mol/s)	Fosfato (mol/s)	CFNov-05	Caudal (m³/s)	Nitrato (mol/s)	Fosfato (mol/s)
Entra	73422	1722	187	Entra	106315	2570	284
Sale	74846	1639	168	Sale	108046	2225	262
Balance	1424	83	19	Balance	1732	345	23

CFNov-08	Caudal (m³/s)	Nitrate (mol/s)	Fosfato (mol/s)
Entra	6311	164	16
Sale	7472	68	9
Balance	1161	96	8

Los datos de la Tabla 35, en general, muestran que en la capa superficial del estuario se presentaron bajos flujos de nutrientes, los cuales están representados por un flujo saliente del sistema, debido principalmente a la baja concentración de estos elementos en esa capa. Por el contrario en la capa profunda, los flujos son notoriamente mayores, incluso duplican el de la capa superficial, lo que implica que el sistema en general, se encuentra en una condición de ganancia neta de nitrógeno. Por ende el estuario cae dentro de la categoría de importador de nutrientes, en todas las campañas analizadas.

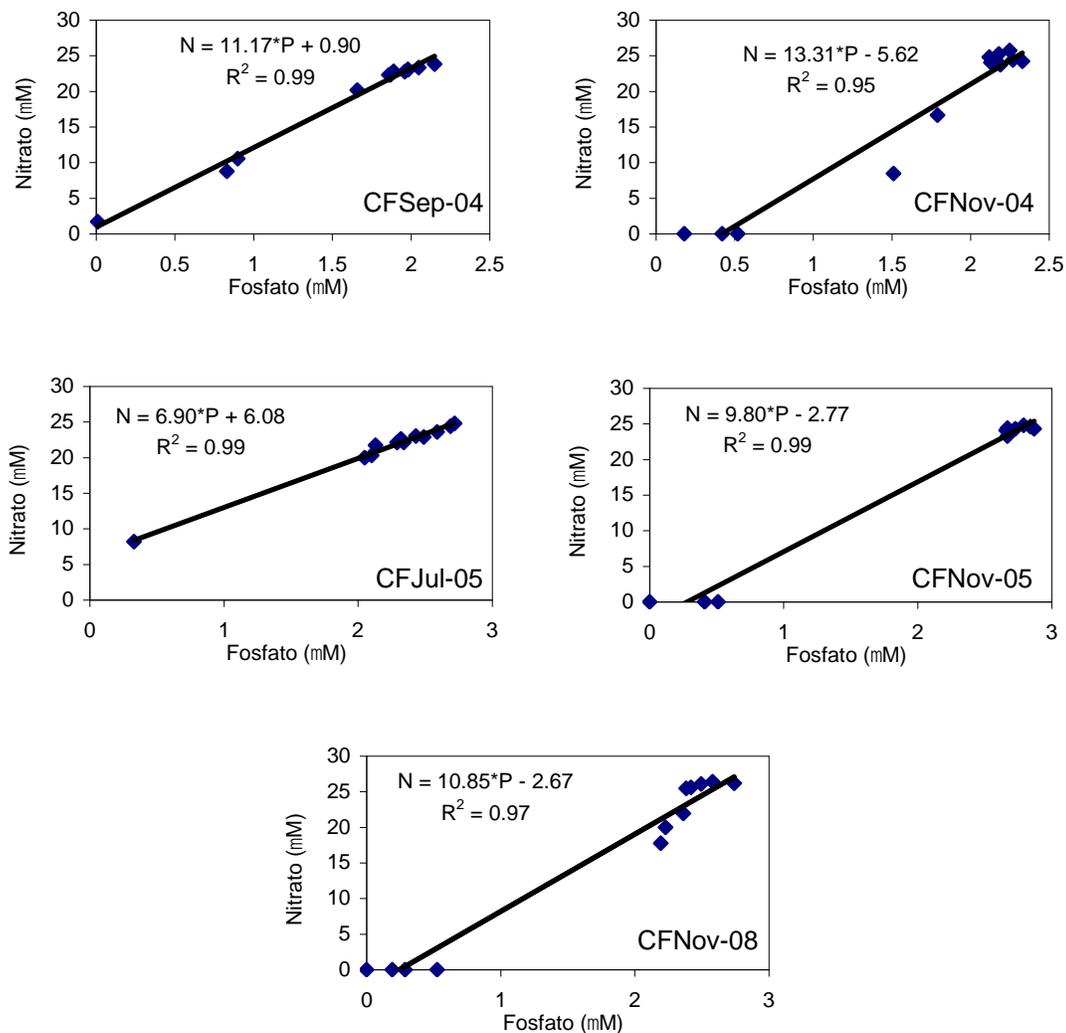


Figura 78. Regresión lineal entre $N-NO_3^-$ y $P-PO_4^{3-}$ en la boca del estuario reloncaví, durante los cruceros Cimar Fiordos 10 (Sep-04 y Nov-04), 11 (Jul-05 y Nov-05) y 14 (Nov-08).

Por otra parte, al comparar la proporción estequiométrica por la cual se relacionan el nitrógeno y fósforo, se puede observar que en el estuario Reloncaví, en general existe una clara relación de tipo lineal entre las concentraciones de estas sales en la columna de agua (Fig. 78). Aún cuando las regresiones lineales presentaron coeficientes de determinación relativamente buenos en gran parte de los cruceros, se aceptan con un 95% de confianza los valores obtenidos.

Producto de las variaciones anuales de la radiación solar, típica de latitudes intermedias y la variabilidad del aporte de aguas dulces, como precipitación y ríos, la distribución vertical de los parámetros oceanográficos presentó una estructura de dos capas a lo largo del año: una superior bastante variable y otra más profunda, relativamente más homogénea, lo que le da al estuario de Reloncaví la característica de un sistema acuático fuertemente estratificado, con una notoria variabilidad temporal y espacial de las variables oceanográficas de salinidad y nutrientes.

De acuerdo a los tiempos de residencia que se presentan durante las diferentes campañas realizadas en el estuario Reloncaví pudo inferirse que en invierno el tiempo de residencia fue de 10 días aproximadamente, lo cual pudo explicarse por el mayor aporte de aguas dulces provenientes de los ríos Puelo y Petrohué, además de la precipitación directa, en primavera y verano, este aumentó a 20 y 30 días respectivamente, debido al menor aporte de aguas dulces al sistema, lo cual se puede apreciar rápidamente, mediante la diferencia de salinidad entre la capa superior e inferior en el sistema.

La comparación de los fiordos chilenos con otros fiordos de altas latitudes no es simple, ya que presentan diferencias morfológicas importantes. Tal es el caso de las rías Gallegas que son relativamente someras ($\approx 30\text{m}$) y de rápida renovación ($\approx 3\text{días}$) (Prego, 1992 y Prego *et. al.*, 2007) y los fiordos Noruegos que son muy profundos ($\approx 1000\text{m}$), y de baja renovación ($\approx 2\text{años}$) (Wulff, 2001). En este caso el estuario en estudio, presentó una profundidad máxima de 450 m en su boca y tiempos de renovación promedio de 10 días a 1 mes.

Por otra parte a través de flujos bioquímicos, se tiene que ingresa una mayor cantidad de nutrientes al sistema, producto de la intrusión de aguas de influencia oceánicas proveniente desde el seno del Reloncaví, Golfo de Ancud y Canal Chacao, siendo mayor durante la CFNov-05 ($345 \text{ mol}\cdot\text{s}^{-1}$ para nitrato y $23 \text{ mol}\cdot\text{s}^{-1}$ para fosfato), generando en todas las campañas balances positivos. Como se dijo anteriormente, el estuario cae dentro de la categoría de importador de nutrientes, en todas las campañas analizadas. El proceso de ganancia de Nitrógeno, ha sido descrito a través de cianobacterias como *Trichodesmium* y especies como *Richelia intracellularis* y la epífita *Calothrix rhizosoleniae* que contribuyen de manera significativa a la ganancia de Nitrógeno en océano abierto (Kuypers *et al.*, 2003). Ahora bien, si comparamos la proporción estequiométrica por la cual se relacionan

los elementos nutrientes, respecto a lo esperado según la relación de Redfield (Smethie, 1987; Libes, 1992, Redfield *et al.*, 1963), se puede observar, que la pendiente de las relaciones, siempre tuvo un valor inferior a lo planteado por Redfield, fluctuando entre 6.9 y 13.3, lo cual refleja, una cierta alteración de la proporción N:P, debido a que los puntos profundos tienden a escaparse de la recta, lo cual sería atribuible a una alteración desde los sedimentos y/o del intercambio del agua intersticial más pobre en nitrato (Libes, 1992).

Finalmente, la estructura vertical de salinidad presentó diferencias principalmente en la capa superficial debido a los aportes variables de agua dulce provenientes de los ríos y lluvia.

Los nutrientes, presentaron diferencias en la estructura vertical, lo cual es atribuible a efectos bio-geoquímicos como fotosíntesis, respiración, mineralización y circulación, entre otros. Durante invierno, el estuario es caracterizado por una renovación de las aguas del orden de 10 días. En primavera y verano las aguas permanecen mayor tiempo al interior del estuario (20 y 30 días, respectivamente), debido directamente a la diferencia del caudal del río durante un año.

La capa superficial, presentó menor concentraciones de nutrientes, que la capa profunda, lo cual implica un déficit o consumo de éstos. Esto permite inferir que las aguas provenientes del canal Chacao, Golfo Ancud y Seno Reloncaví son la principal fuente de micronutrientes al fiordo, ya que los ríos en general presentaron aguas relativamente oligotróficas. El desbalance de nitrógeno mostrado por la aplicación del modelo de cajas permitió inferir el estuario sería un importador de nutrientes.

Otra estimación de los tiempos de residencia fue realizada a nivel de sub-cuenca.

Los datos son presentados en el siguiente cuadro:

Sub-Cuenca	Ancho sub-cuenca [km]	Velocidad promedio en capa superior [cm s ⁻¹]	Profundidad capa superior [m]	S ₁	S ₂	Q ₁ [m ³ s ⁻¹]	Q ₂ [m ³ s ⁻¹]	Q _R [m ³ s ⁻¹]	Flujo de sal hacia afuera de la sub-cuenca [kg sal s ⁻¹]	Volumen de la cuenca [m ³]	Tiempo de residencia [días]
Boca-Ralún (1)	2.8	-25.933	5	14.33	32.20	-3596	1600	1996	5.15E+04	2.61E+10	84
Boca-Ralún (2)	2.8	-10.763	5	12.49	32.65	-1493	571	921	1.86E+04	2.61E+10	202
Puelo-Ralún (1)	3.5	-12.640	5	12.40	32.30	-2212	849	1363	2.74E+04	5.80E+09	30
Puelo-Ralún (2)	3.5	-3.776	6	12.16	32.31	-793	298	495	9.64E+03	5.80E+09	85
Cochamó-Ralún (1)	1.6	-5.545	8	9.03	32.01	-710	200	510	6.41E+03	6.90E+08	11
Cochamó-Ralún (2)	1.6	-4.792	8	16.32	32.06	-613	312	301	1.00E+04	6.90E+08	13

donde (1) corresponde a invierno 2008 y (2) corresponde a primavera 2008

S₁, salinidad en PSU de la capa superior de salida

S₂, salinidad en PSU de la capa inferior de entrada

Q₁, flujo de agua en la capa superior de salida

Q₂, flujo de agua en la capa inferior de entrada

Q_R, flujo de agua de agua dulce entrando al fiordo

En este cuadro, las estimaciones de tiempos de residencia a partir de balances de sal se realizaron por separado para las campañas de invierno (agosto 2008) y primavera (noviembre 2008). Los tiempos de residencia estimados para la primavera fueron consistentemente mayores que los estimados para invierno.

3. Objetivo específico N°5 y N°6

3.1 Capacidad de carga para la mitilicultura en el fiordo Reloncaví

Los parámetros iniciales del sistema y la composición dietaria de cada uno de los grupos se presentan en la Tabla 37 y 38; respectivamente, mientras que el pedigrí con los intervalos de confianza (%) empleados se presenta en Tabla 36 (ver metodología).

Los cambios realizados a los parámetros de la data original para ajustar el modelo se presentan en Tabla 37. Aquellos grupos que presentaron altos niveles de depredación (debido a altas abundancias del depredador o porque son el componente dietario de varios grupos tróficos) o por altas tasas de ingestión, registraron los mayores incrementos en P/B lo que implica una incremento en la tasa de crecimiento peso específica. Los mayores cambios fueron registrados para copépodos de pequeño tamaño, donde P/B se incrementó al doble debido al fuerte impacto de depredación que sufren por parte de clupeiformes, ctenóforos, sifonóforos, quetognatos, eufáusidos y copépodos de gran tamaño. Los cambios en otros parámetros como Q/B y P/C fueron sobre 1, en un reducido número de especies que no participan de manera significativa en las transferencias de energía dentro del sistema, por lo que el resultado final del modelo balanceado no se ve afectado de manera significativa.

Tabla 37. Parámetros iniciales del sistema en estudio.

Grupo	B (mgC m ⁻²)	P/B (dia ⁻¹)	Q/B (d ⁻¹)	COP	COD	Exportado del COP	Fuente
Clupeiformes	1120.1 ^a	0.014 ^b	0.12 ^b	1.00 ^b	0.00 ^b	0.20	^a Niklitschek et al. (2009), ^b Pavés & González (2008)
Ctenóforos	0.034 ^a	0.304 ^b	3.81 ^c	0.52 ^d	0.38 ^e	0.10	^a data terreno, ^b Hirst et al. (2003), ^c Pavés et al. (2006), ^d Reeve et al (1978), ^e Pavés & González (2008)
Apendicularia	1.4 ^a	0.769 ^b	1.247 ^c	0.56 ^d	0.24 ^e	0.20	^a data terreno, ^b Paffenhofer (1975 in Deibel, 1998), ^c Scheinberg et al. (2005), ^d Pavés & González (2008), ^e Hansell & Carlson (2002).
Sifonóforos	21.8 ^a	0.3 ^b	3.368 ^c	0.76 ^d	0.14 ^e	0.10	^a data terreno, ^b Larson (1986), ^c Purcell & Kremer (1983), ^d Purcell (1983), ^e asumido.
Eufáusidos	9.7 ^a	0.028 ^b	0.731 ^c	0.19 ^d	0.51 ^e	0.30	^a data terreno, ^b Hirst et al. (2003), ^c Mejias (1999), ^{d,e} Pavez & González (2008)
Quetognatos	5.994 ^a	0.017 ^b	0.397 ^c	0.76 ^d	0.14 ^e	0.10	^a data terreno, ^b Giesecke (data no publicada), ^c Giesecke & González.(2004), ^d Cosper & Reeve (1975), ^e Hansell & Carlson (2002).
Cladóceros	10 ^a	0.261 ^b	2.487 ^c	0.00 ^d	1.00 ^e	0.00	^a data terreno, ^b Günter et al. (2009), ^c Sanchez (2007), ^{d,e} asumido,
Copépodos gran.	86 ^a	0.049 ^b	0.35 ^c	0.18 ^d	0.62 ^e	0.20	^a data terreno, ^b Hirst et al. (2003), ^c Vargas et al (2008), ^d Pavés & González (2008), ^e Hansell & Carlson (2002).
Copépodos chi.	51.34 ^a	0.096 ^b	2.357	0.31 ^d	0.59 ^e	0.10	^a data terreno, ^b Hirst et al. (2003), ^c Vargas et al (2008), ^d Pavés & González (2008), ^e Hansell & Carlson (2002).
Ciliados	21.2 ^a	1.426 ^b	1.135 ^c	0.00 ^d	1.00 ^e	0.00	^a data terreno, ^b Pavés & González (2008), ^c Vargas et al (2008), ^{d,e} Pavés & González (2008)
Fitoplancton	1433.6 ^a	0.238 ^b	-	0.40 ^d	0.46 ^e	0.14 ^f	^a data terreno, ^b data terreno, Vargas et al. 2007, ^{d,e,f} González et al. (2000)
Flagelados	61.2 ^a	2.259 ^b	0.753 ^c	0.00 ^d	1.00 ^e	0.00	^a data terreno, ^b Pavés & González (2008), ^c Vargas et al (2008), ^{d,e} Pavés & González (2008)
NFH	331.3 ^a	2.259 ^b	0.346 ^c	0.00 ^d	1.00 ^e	0.00	^a data terreno, ^b Pavés & González (2008), ^c Vargas et al (2008), ^{d,e} Pavés & González (2008)
Bacterias	341.5 ^a	0.816 ^b	0.63 ^c	0.00 ^d	1.00 ^e	0.00	^a data terreno, ^b González et al. (2010) ^{d,e} Pavés & González (2008)
Mitílidos cultivo	24168.699 ^a	0.018 ^b	0.03 ^b	0.20 ^d	0.00 ^e	0.80	^a Sernapesca (2009), ^b Navarro & Winter (1982), ^{d,e} asumido
Mitílidos bancos Naturales	29864.301 ^a	0.018 ^b	0.03 ^b	0.20 ^d	0.00 ^e	0.80	^a Informe Servicio Pais, ^b Navarro & Winter (1982), ^{d,e} asumido
COD	32805.801 ^a	-	-	-	-	-	^a estimado de Pavés & González (2008)
Detritus (COP)	5467.6 ^a	-	-	-	-	-	^a data terreno

Tabla 38. Matriz de datos de dieta, basado en Pavés & González (2008) y ajustada según la disponibilidad de las presas en el medio (Apendicularia, Mitílidos).

Especies	1	2	3	4 ¹	5	6	7 ²	8 ³	9 ³	10	12	13	14	15	16
(1) Clupeiformes				0.002											
(2) Ctenóforos															
(3) Apendicularia	0.069	0.096				0.090									
(4) Sifonóforos															
(5) Eufáusidos	0.005	0.096													
(6) Quetognatos				0.018		0.070									
(7) Cladóceros	0.003	0.010		0.090	0.006	0.013		0.006	0.038						
(8) Copépodos gran.	0.062	0.226		0.242	0.127	0.313		0.006							
(9) Copépodos chi.	0.173	0.571		0.649	0.339	0.514		0.017							
(10) Ciliados			0.083		0.176		0.002	0.030	0.061					0.0043	0.0043
(11) Diatomeas	0.472		0.200		0.127			0.714	0.324	0.496	0.690			0.1869	0.1869
(12) Flagelados	0.216		0.092		0.035		0.156	0.032	0.061	0.078	0.016			0.0080	0.0080
(13) NFH	0.000	0.000	0.501	0	0.190		0.842	0.171	0.331	0.423	0.084			0.0432	0.0432
(14) Bacterias			0.062	0	0.000			0.012	0.038	0.003	0.111	1.000		0.0445	0.0445
(15) Mitílidos cultivo	0.000	0.000	0.000	0	0.000		0.000	0.000	0.000	0.000	0.000		0.000	0.0000	0.0000
(16) Mitílidos bancos	0.000	0.000	0.000	0	0.000		0.000	0.000	0.000	0.000	0.000		0.000	0.0000	0.0000
(17) COD	0.000	0.000	0.062										1.000		
(18) Detritus (COP)			0.000					0.012	0.146		0.100		0.000	0.7130	0.7130
Suma	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0

En la figura 79 se presentan la matriz mixta de impactos ecotróficos generados a partir de la rutina propuesta por Leontief (1951). Esta matriz evalúa el efecto que genera el cambio en la biomasa de un grupo en particular, sobre la biomasa de los otros grupos en el sistema (Ulanowicz & Puccia 1990 en Jiang & Gibbs 2005). Si bien la figura 79 entrega información de todos los grupos analizados, es pertinente focalizar la atención sobre los niveles tróficos inferiores y mitílidos ya que ellos definen en gran medida la producción de los niveles superiores. Leves incrementos en la biomasa de los mitílidos de bancos naturales y cultivo; generarían una fuerte competencia de recursos entre sí, afectando de manera negativa la disponibilidad de detritus. El fitoplancton se ve impactado por varios grupos, ya que es parte fundamental de la dieta de varios componentes de la comunidad analizada. Los principales depredadores sobre los productores primarios son flagelados (dinoflagelados heterótrofos), los que al aumentar su biomasa afectan de manera negativa la biomasa de fitoplancton. Los copépodos de pequeño tamaño juegan un rol fundamental en la transferencia de energía hacia los niveles tróficos superiores, puesto que son dieta de una

gran variedad de especies que van desde el zooplancton gelatinoso carnívoro a peces. Basado en las observaciones realizadas en este análisis, se puede observar que los grupos que mayor impacto tienen sobre los niveles tróficos superiores se encuentran asociados a la trama trófica microbiana, lo cual indica que gran parte de la transferencia de energía del sistema hacia niveles tróficos se hace a partir de la trama microbiana, similar a los descrito por Paves & González (2008).

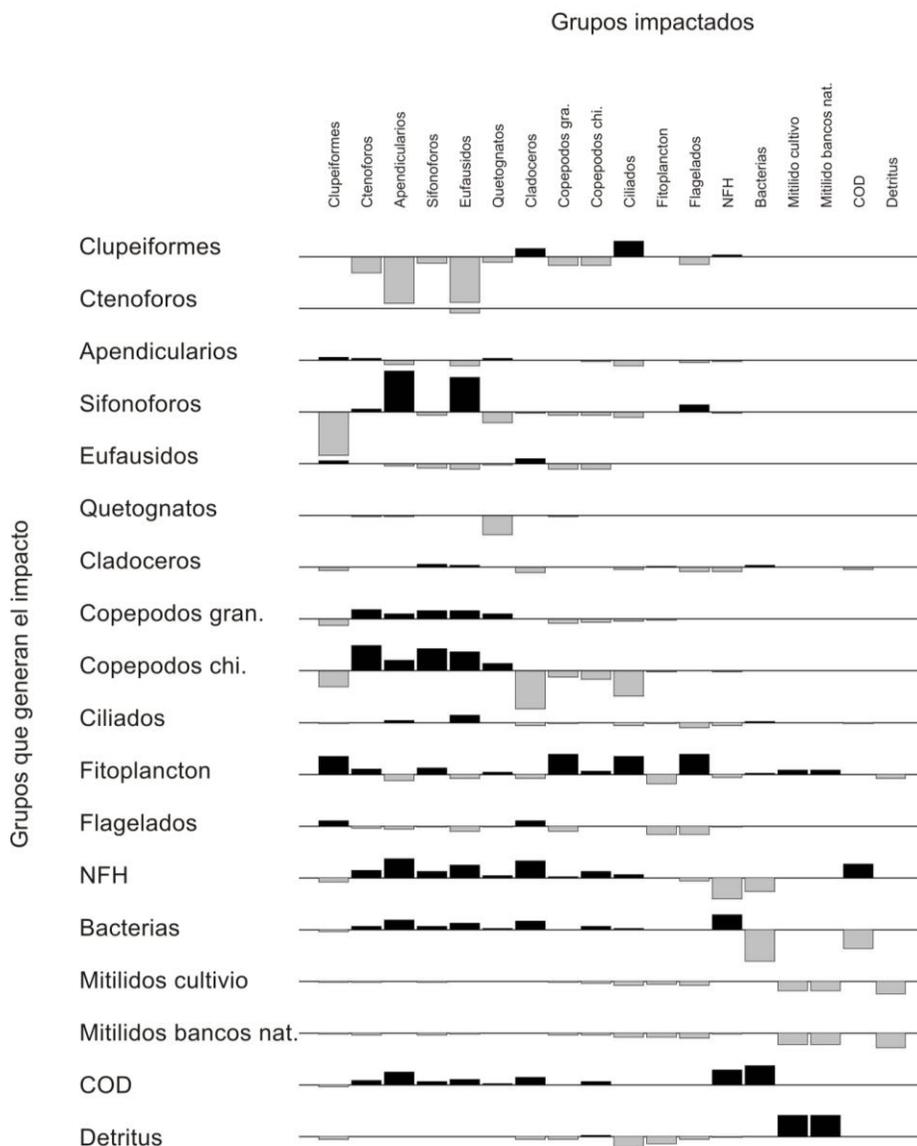


Figura 79. Matriz mixta de impactos ecotróficos.

Los resultados del modelo balanceado (Tabla 39) permiten evaluar el estado actual del ecosistema y transporte de energía y su destino entre los distintos componentes de la trama trófica. La evaluación del estado actual de los componentes más críticos, se determinó mediante la aproximación de eficiencia ecológica. Este índice permite evaluar cuánto de lo que produce un componente, está siendo removido por todos los consumidores o es exportado del sistema. Cuando este valor se aproxima a 1, indica que toda la materia orgánica producida es ingerida o exportada y por ende no hay alternativa para la incorporación de otros niveles tróficos que consuman este recurso. En el estado de balance de masas obtenido para el ecosistema de Reloncaví, existen 9 componentes que presentan una EE >0.8 (Tabla 40), lo que implica que estos actuarían como componentes limitantes dentro del ecosistema. Dentro de los grupos más relevantes destacan aquellos que se encuentran en la base de la trama trófica, ya que son fundamentales para el desarrollo del ecosistema del fiordo. Los principales componentes afectados son el detritus (EE = 0.891), bacterias y COD (carbono orgánico disuelto). Los valores de la EE del detritus se asemejan a los determinados por Jiang & Gibbs (2005) en cultivos de mitílidos en dos bahías al sur de Tasmania (EE = 0.854). Debemos considerar que el detritus juega un rol fundamental en el desarrollo de los mitílidos ya que forma parte del ~70% de su dieta. Esto es especialmente crítico ya que si el ecosistema es llevado a un nivel en que la EE del detritus aumenta sobre uno (EE > 1), podría limitar el crecimiento de las comunidades de mitílidos y otras especies de organismos filtradores que dependen fuertemente de la disponibilidad de alimento presente en la columna de agua. Se debe además considerar que existe una fuerte competencia intra-específica entre los mitílidos puesto que consumen los mismos recursos (Fig. 79). Si bien el modelo ECOPATH no incluye cambios en la composición dietaria a medida que uno de los componentes se hace escaso, es esperable que una vez que se limite la disponibilidad de detritus se comience a consumir una mayor proporción de fitoplancton para suplir los requerimientos energéticos de los mitílidos. En un escenario de estas características es esperable que se suscite un colapso del ecosistema, con disminución en la diversidad y abundancia de todas las especies presentes en él.

Tabla 39. Proporción de cambio de los parámetros originales para balancear el modelo.

Nombre del grupo	B (mgC/m ²)	P/B (dia ⁻¹)	Q/B (dia ⁻¹)	EE	P/Q (d ⁻¹)
Clupeiformes	-0.877	0.000	0.975	-0.111	-0.496
Ctenóforos	-0.497	0.000	2.238	0.000	-0.688
Apendicularios	1.159	0.040	5.447	-0.887	-0.840
Sifonóforos	-0.373	0.000	-0.839	0.000	5.236
Eufáusidos	-0.314	0.000	0.297	-0.608	-0.211
Quetognatos	0.058	0.353	-0.484	-0.932	1.605
Cladóceros	0.157	0.789	0.000	-0.781	0.790
Copépodos gran.	0.032	0.204	-0.300	-0.850	0.729
Copépodos chi.	0.387	1.031	-0.307	-0.935	1.902
Ciliados	0.020	0.000	0.781	-0.178	-0.438
Fitoplancton	0.384	0.059	-	-0.576	-
Flagelados	-0.359	0.000	2.182	-0.116	-0.686
NFH	-0.317	0.020	5.997	0.289	-0.854
Bacterias	0.346	0.600	1.184	0.406	-0.267
Mitílidos cultivo	0.000	1.222	-0.533	0.000	3.804
Mitílidos bancos naturales	0.000	1.222	-0.567	0.000	4.155
COD	0.000	-	-	2.149	-
Detritus (COP)	0.000	-	-	-0.745	-

Tabla 40. Parámetros finales resultantes del balance de masas en el ecosistema del fiordo de Reloncaví.

Grupo	Nivel trófico	B (mgC m ⁻²)	P/B (d ⁻¹)	Q/B	EE	P/Q	Eficiencia neta	R mgC m ⁻² d ⁻¹	A mgC m ⁻² d ⁻¹	R/A	P/R	R/B (día ⁻¹)	Flujo al detritus (mgC m ⁻² d ⁻¹)
(1) Clupeiiformes	2.91	138.19	0.01	0.24	0.008	0.06	0.12	13.81	15.75	0.88	0.14	0.10	18.98
(2) Ctenóforos	4.00	0.02	0.30	12.34	0.000	0.03	0.03	0.16	0.16	1.01	0.03	9.18	0.05
(3) Apendicularios	3.35	3.02	0.80	8.04	0.993	0.10	0.13	17.36	18.64	0.93	0.14	5.74	4.54
(4) Sifonóforos	3.98	13.68	0.30	0.54	0.000	0.56	0.61	3.07	6.70	0.46	1.34	0.23	4.33
(5) Eufáusidos	3.66	6.66	0.03	0.95	0.989	0.03	0.04	5.36	5.21	1.03	0.04	0.81	0.77
(6) Quetognatos	3.96	6.34	0.02	0.21	0.990	0.11	0.14	0.93	1.05	0.89	0.16	0.15	0.22
(7) Cladóceros	3.89	11.57	0.47	2.49	0.996	0.19	0.21	19.94	25.34	0.79	0.27	1.72	3.45
(8) Copépodos grandes	2.51	88.73	0.06	0.25	0.995	0.24	0.27	14.56	19.33	0.75	0.36	0.16	1.95
(9) Copépodos chicos	3.01	71.18	0.20	1.63	0.996	0.12	0.14	89.22	101.62	0.88	0.16	1.25	13.24
(10) Ciliados	2.95	21.63	1.43	2.02	0.454	0.71	0.74	10.77	41.60	0.26	2.87	0.50	18.94
(11) Fitoplancton	1.00	1984.07	0.25	-	0.587	-	-	0.00	-	-	-	-	177.59
(12) Flagelados	2.30	39.24	2.26	2.40	0.366	0.94	0.99	0.86	89.51	0.01	102.72	0.02	60.72
(13) NFH	3.00	226.35	2.30	2.42	0.263	0.95	1.00	0.14	521.69	0.00	3764.70	0.00	410.86
(14) Bacterias	2.00	459.81	1.31	1.38	0.994	0.95	1.00	0.74	601.07	0.00	816.00	0.00	35.52
(15) Mitílidos cultivo	2.15	24168.70	0.04	0.01	0.000	2.92	4.70	112.56	205.55	0.55	8.59	0.01	218.44
(16) Mitílidos bancos naturales	2.15	29864.30	0.04	0.01	0.000	3.13	5.05	113.41	236.74	0.48	10.53	0.00	267.81
(17) COD	1.00	32805.80	-	-	0.995	-	-	0.00	-	-	-	-	0.00
(18) Detritus (COP)	1.00	5467.60	-	-	0.891	-	-	0.00	-	-	-	-	0.00

La marcada reducción de detritus en el sistema está relacionada con la producción de gran cantidad de bio-depósitos (fecas y pseudofecas) y altas velocidades de sedimentación. Esta situación provoca que gran parte de la materia generada sea eficientemente exportada fuera del sistema, provocando un desbalance en la dinámica del ecosistema pelágico (Callier et al. 2006). Los mitílidos consumen partículas de pequeño tamaño que se encuentran suspendidas en la columna de agua, las que son posteriormente empaquetadas en partículas de mayor tamaño (fecas y pseudofecas) con altas velocidades de sedimentación ($1.5-7\text{cm seg}^{-1}$, McKindsey et al. 2009). La magnitud de dicho secuestro y su destino depende de la cantidad, calidad del material sedimentado, la dispersión de este y la profundidad de fondo (McKindsey et al. 2009). Considerando que la distribución espacial de las mitiliculturas se encuentra asociado a lugares protegidos con baja velocidad de corrientes, es de esperar que la sedimentación y exportación de materia orgánica sea muy eficiente en un área próxima al cultivo. Es por ello que para realizar una mejor aproximación del efecto de los cultivos de mitílidos en el ecosistema, es fundamental tener estimaciones *in situ* de todas las variables que determinan el secuestro del material fecal hacia el bentos. Basado en esta primera aproximación la capacidad de carga ecológica sobre el componente del detritus se estaría aproximando actualmente a niveles críticos ($EE = 0.891$). Si bien el modelo no incluye ningún otro tipo de filtrador u otro consumidor de detritus; como otros bivalvos filtradores: (ascidias (piures), cirripedios (picorocos) clupeiformes (anchoveta), mictófidios (peces linterna), larvas de meroplancton (larvas de crustáceos), larvas de peces (de interés comercial y no comercial), ni otros grupos tróficos como caballa, cojinova, merluza de cola, róbalo, pejerrey de mar etc., es de esperar que la EE incremente aún más al incluir otros componentes dentro del sistema, por lo que los resultados de este estudio deben ser tomados con cautela, puesto que podrían estar subestimando la EE del detritus y con ello sobreestimar la capacidad de carga del sistema.

Para determinar la capacidad de carga ecológica, se aumentó la biomasa de los cultivos de mitílidos a tal punto en el que la EE del detritus se iguala a 1 (Tabla 41), este punto se alcanzó al aumentar la producción de mitílidos de 34228 toneladas (año 2008, Sernapesca) a 85570 toneladas para todo el fiordo. Basado en las estadísticas del Sernapesca de producción de mitílidos en la comuna de Cochamó, se esperaría que la capacidad de carga ecológica del fiordo fuese alcanzada hacia finales de 2011 tomando en consideración una tasa de crecimiento constante de 14000 ton año (data Sernapesca 2007-2009, data 2009 aún preliminar). En un escenario de estas características, se evaluó el potencial impacto que pudiese tener este resultado sobre otros componentes de la trama trófica.

Tabla 41. Eficiencia ecotrófica de los grupos al aumentar la biomasa de mitílidos hasta lograr una EE de 1 para el detritus (Capacidad de carga ecológica (CC ecológica) y fitoplancton (capacidad de carga productiva (CC prod)).

Grupos	CC ecológica	CC prod
	EE	EE
Clupeiformes	0.008	0.008
Ctenóforos	0	0
Apendicularia	0.993	0.993
Sifonóforos	0	0
Eufáusidos	0.989	0.989
Quetognatos	0.990	0.99
Cladóceros	0.996	0.996
Copépodos grandes	0.995	0.995
Copépodos chicos	0.996	0.996
Ciliados	0.525	0.608
Fitoplancton	0.779	1.000
Flagelados	0.412	0.466
NFH	0.305	0.354
Bacterias	1.032	1.075
Mitílidos cultivo	0	0
Mitílidos bancos naturales	0	0
COD	1.170	1.469
Detritus (COP)	1.000	1.061

Para ello se realizó un balance de masas sobre el modelo forzado a la capacidad de carga ecológica. Para ello se mantuvo la biomasa de mitílidos constante y se modificó la biomasa de todos los componentes del ecosistema hasta que se obtuviera una $EE < 0.996$. Luego se evaluó el cambio en biomasa porcentual de cada uno de los componentes (excepto mitílidos de bancos) respecto al balance de masas original (estado actual del sistema):

$$\% \text{ cambio biomasa} = ((\text{estimación final} - \text{estado inicial}) / (\text{estado inicial})) * 100 \quad (\text{eq. 4})$$

Los resultados de esta evaluación están resumidos en la Tabla 42. En ella se observa que los principales grupos afectados serían todos los niveles tróficos superiores, los que tendrían que decrecer su biomasa entre 4 y 30%. Entre estos, el zooplancton gelatinoso (ctenóforos, sifonóforos y quetognatos ~ -30% biomasa) y el zooplancton quitinoso (copépodos y cladóceros ~ -14% biomasa) serían los más afectados. Sin embargo, según este modelo, es necesario aumentar en un 30% la biomasa de los organismos fitoplanctónicos para mantener balanceado el sistema y la producción de mitílidos simulada (condiciones imposibles de manejar). Otros organismos afectados son los ciliados y flagelados los que a falta de depredadores (copépodos y cladóceros) ven aumentada su biomasa. El incremento de flagelados y ciliados a su vez, provoca un decrecimiento en la biomasa de NFH (su principal dieta) lo que genera un incremento en las bacterias (dieta de NFH). Es así que cambios en la biomasa de los mitílidos puede tener efectos sobre todos los niveles de la cadena trófica ya sea por impactos directos o indirectos. Bajo estas condiciones se propiciaría el desarrollo de la trama trófica microbiana por sobre la trama trófica tradicional lo que sin duda aumentaría el reciclamiento de materia orgánica en la columna de agua, con una baja transferencia de energía hacia niveles trófico superiores y potencial impacto negativo sobre las pesquerías.

Para evaluar la capacidad de carga productiva, se incrementó la biomasa de mitílidos a tal nivel, que la EE del fitoplancton alcanzo un valor de uno, lo que a su vez llevo a que varios componentes (detritus y COD) alcanzaran una $EE > 1$ (misma metodología usada anteriormente). Dado este escenario tendría que aumentarse la producción de mitílidos desde 34228 toneladas (situación 2008) a 151970 toneladas lo que equivale al total de la producción de la décima región durante el año 2007. En este

escenario el efecto sobre el ecosistema es considerable y se propagaría a todos los niveles tróficos, generándose una fuerte reducción de peces pelágicos (-85%) zooplancton gelatinosos (-40 a -60%) zooplancton quitinoso (-40%), ciliados (-58%) y un aumento de 40% para el fitoplancton, 110% de flagelados y 6.6% bacterias. Bajo estas condiciones posiblemente se puede llegar a un colapso a nivel de ecosistema y por ende un colapso de las pesquerías y otros sistemas productivos dentro el fiordo. Todos estos escenarios toman como supuesto un área de impacto de los mitílidos a escala de fiordo, sin embargo cuando reducimos el área de impacto a una región más acotada (área mínima de impacto), los impactos aumentan ostensiblemente. Al disminuir el área de impacto, se genera un aumento de la biomasa de mitílidos por área en un factor de 5 (desde 24 a 126 g C m⁻²) lo que genera que los requerimientos energéticos y uso de recursos aumentan en la misma magnitud. Bajo este escenario el sistema de fiordo ya se encontraría en un nivel en el cual la disponibilidad de detritus se hace limitante (EE detritus =3) por lo que bajo estas condiciones se tendría que reducir a aproximadamente 1/3 la biomasa actual de cultivo de mitílidos para que este sea sustentable. Es por este motivo que la determinación del área de impacto en la cual actúan los mitílidos, es crítica al momento de resolver la capacidad de carga de éste y cualquier otro sistema. Es por ello que futuros modelos de estas características debiesen incluir estudios de dispersión de partículas en el fiordo en base a modelos hidrodinámicos, que incluya un mapa de probabilidades de transporte de partículas y con ello determinar el área en el cual los mitílidos pueden hacer uso de las partículas en el medio. En este estudio se presentan dos situaciones contrastantes: 1) considerando el impacto de mitílidos sobre la superficie total del fiordo y 2) el área mínima de impacto. Entre estos extremos se debiese fijar el límite de capacidad de carga del sistema.

Si consideramos el fiordo como un solo sistema, los resultados de este estudio sugieren que la actividad de mitilicultura del fiordo de Reloncaví no deben en ningún caso sobrepasar las 150000 toneladas y mantenerse bajo 85000 toneladas, para asegurar un estado saludable del fiordo. Si bien esta última estimación es aún una aproximación grosera, debido a que no contempla la variabilidad estacional ni espacial de la productividad del sistema; puede ser utilizado para determinar rangos de productividad de mitílidos en sistemas de bahías y fiordos (Jiang & Gibbs 2005).

3.2 Capacidad de carga para la salmonicultura en el fiordo Reloncaví

Se observó una gran diferencia entre las estimaciones de capacidad de carga obtenidas mediante los criterios basados en calidad del agua y en las condiciones de oxígeno para el bentos (Fig. 80). De los tres criterios de calidad de condiciones ambientales utilizados, en tres de las cuatro sub-cuencas (Boca, Marimelli y Puelo) el suministro de oxígeno disuelto en el agua circundante a la balsa resultó ser el parámetro crítico para la capacidad de carga. En otras palabras, bajo este criterio se obtuvieron las menores estimaciones de biomasa máxima permisible (Fig. 80). Las estimaciones de densidad máxima de peces en cada una de estas sub-cuencas disminuyeron linealmente en función del aumento en la mínima concentración de oxígeno disuelto permisible en las balsas jaula (Fig. 81). Las estimaciones fueron insensibles a cambios en los otros dos criterios de calidad de condiciones ambientales: máxima concentración de amonio permisible en las balsas jaula (rango de 0.01 a 0.06 mg L⁻¹) y mínima concentración de oxígeno permisible en el agua de fondo (rango de 1 y 9 mg L⁻¹).

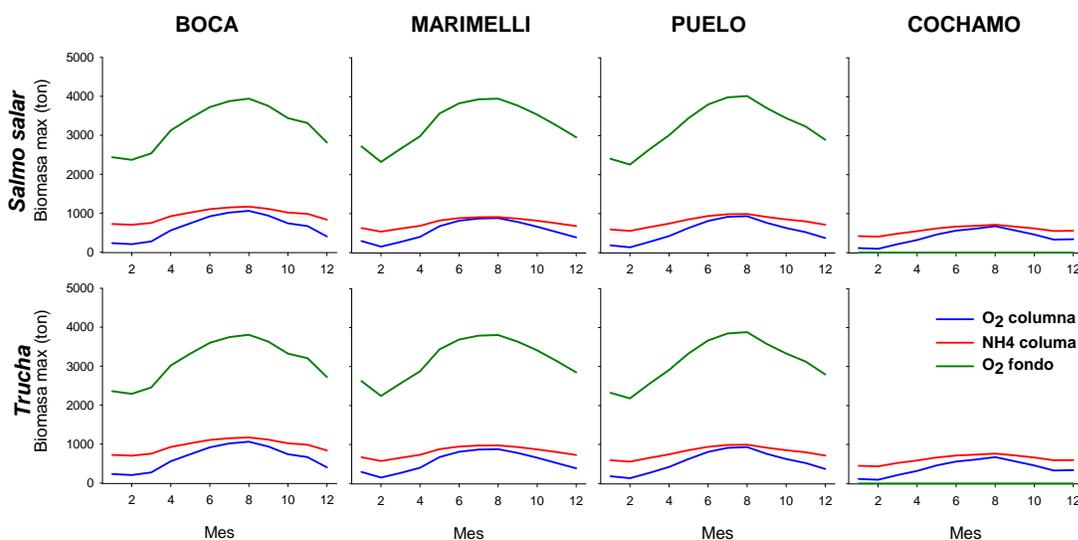


Figura 80. Biomasa máxima estimada para un centro de cultivo tipo por sub-cuenca y mes del año de acuerdo a los tres criterios del modelo MOM. Las líneas corresponden a estimaciones basadas en los criterios de condiciones de oxígeno para el bentos (verde), amonio (rojo) y oxígeno disuelto en la columna de agua (azul), respectivamente.

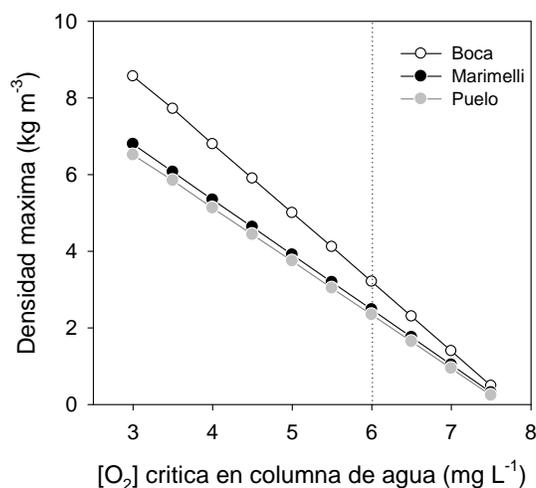


Figura 81. Densidad máxima de peces de cultivo en función de cambios en la concentración crítica de oxígeno disuelto en la columna de agua para 3 de las 4 sub-cuencas del Estuario Reloncaví. La línea vertical punteada indica la concentración crítica utilizada en las estimaciones de capacidad de carga que se muestran en la Figura 80.

En Cochamó el parámetro ambiental crítico resultó ser la disponibilidad de oxígeno para el bentos (Fig. 80). Los resultados de las simulaciones para esta sub-cuenca indicaron que, al menos bajo la configuración espacial de jaulas utilizada actualmente en la mayoría de los centros operativos (i.e. dos filas de jaulas sin espacio entre ellas y orientadas en forma paralela a la corriente dominante), no es posible mantener el oxígeno disuelto en el agua de fondo por sobre los niveles críticos indicados en la Tabla 3 ($5 \text{ mg L}^{-1} = 3.5 \text{ mL L}^{-1}$). Al disminuir esta concentración crítica a un quinto del valor original ($< 1 \text{ mL L}^{-1}$) las estimaciones de densidad máxima sólo llegaron 1 g m^{-3} , lo que motivó la simulación de un cambio de orientación de los centros de cultivo y su efecto sobre las condiciones ambientales en la columna de agua y sedimentos asociados.

Al simular una eventual re-orientación de los centros de cultivo con respecto a las corrientes predominantes (componente v) se observó que, por sobre un ángulo de 20° con respecto al eje principal de la corriente, las densidades máximas estimadas para Cochamó utilizando las concentraciones ambientales críticas que se indican en la Tabla 3 son similares a las estimadas para los sectores de Puelo y Marimelli (Fig. 82). En las 4 sub-cuencas se observó que, cualquiera sea el nivel crítico establecido para la columna de agua,

la densidad máxima permisible – y por lo tanto en la capacidad de carga – aumenta a medida que las balsas jaula se orientan en forma perpendicular a la corriente predominante (Fig. 82). Por ejemplo, para el nivel crítico de 6 mg L^{-1} de oxígeno disuelto, la rotación de 0° a 90° con respecto a la corriente predominante aumentó las densidades máximas de salmón atlántico de 3.2 a 9.6 kg m^{-3} en la boca del estuario, de 2.5 a 4 kg m^{-3} en Marimelli, y de 2.3 a 3.7 kg m^{-3} en Puelo. La rotación entre 20° y 90° en Cochamó aumentó la densidad máxima de 2.4 a 3.8 kg m^{-3} . Como es esperable, las densidades máximas aumentan en forma más dramática si junto con reorientar las balsas jaula se reduce el nivel de oxígeno disuelto considerado como aceptable (Fig. 82), llegando a máximos $> 20 \text{ kg m}^{-3}$ en la boca del estuario para una concentración crítica de 3 mg L^{-1} y balsas orientadas en forma perpendicular a la corriente.

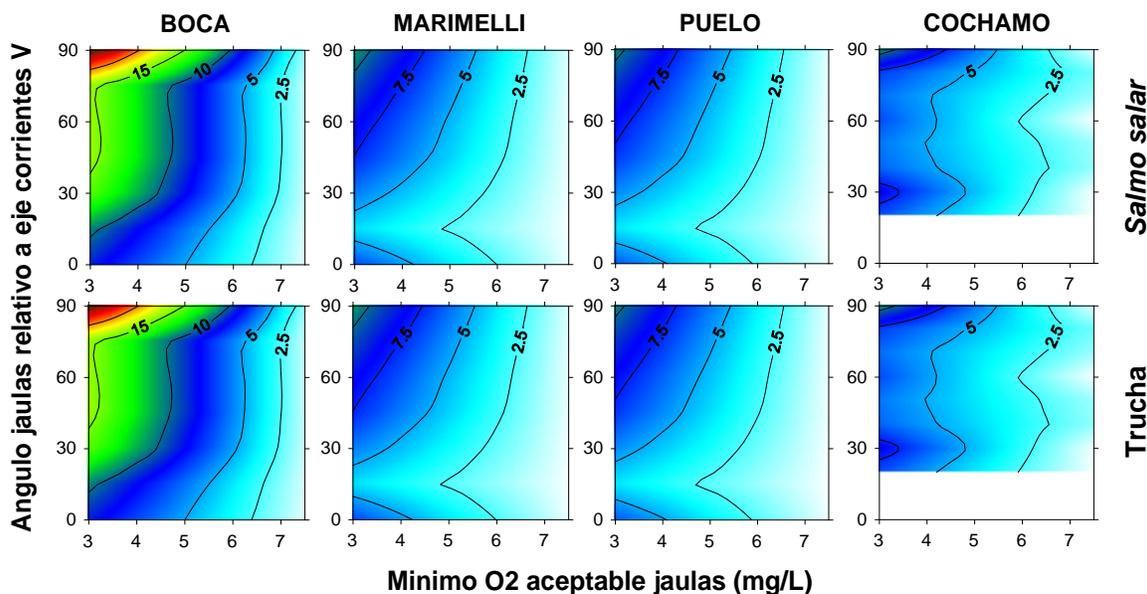


Figura 82. Densidad máxima de peces (kg m^{-3}) estimada en función del parámetro ambiental crítico (eje x) y de la orientación de los centros de cultivo con respecto a la corriente dominante en cada sub-cuenca del Estuario Reloncaví (eje y). Las áreas sin datos en los paneles de Cochamó indican el rango de orientaciones con respecto a la corriente en que según el criterio de oxígeno de fondo no debiera haber peces de cultivo en el agua.

La producción anual por centro estimada para cada sub-cuenca y especie (Fig. 83) mostró un patrón de variación similar a la densidad máxima, con valores cercanos a 2000 toneladas por año en la boca del estuario y ca. 1500 toneladas los otros sectores cuando se utilizan los valores de parámetros indicados en la Tabla 3. Para una misma concentración crítica de oxígeno disuelto en la columna de agua, la rotación de 90° de las balsas jaula permite duplicar la producción anual máxima (hasta ca. 4 toneladas) en la boca del estuario, mientras que permite un aumento de 1.6 veces (hasta ca. 2 mil toneladas) en los sectores de Marimelli y Puelo. En Cochamó, en tanto, la rotación de las balsas jaula tiene un efecto menos perceptible sobre la producción anual (Fig. 83).

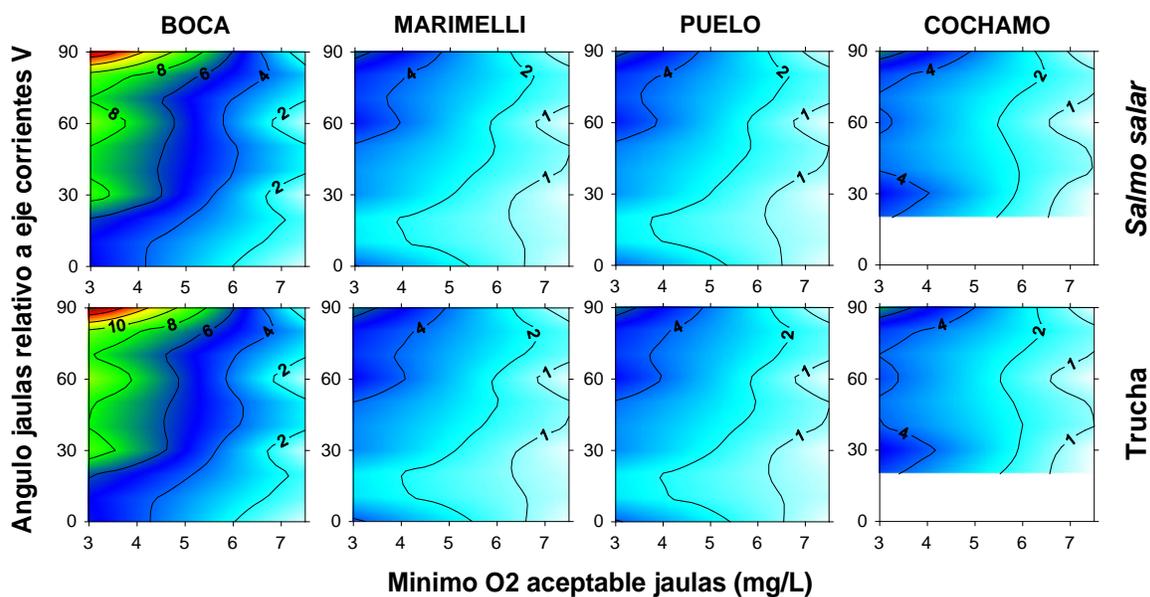


Figura 83. Producción anual (miles de toneladas) por centro, en función del parámetro ambiental crítico y de la orientación de las balsas-jaula con respecto a la corriente dominante. Las áreas sin datos en los paneles de Cochamó indican el rango de orientaciones con respecto a la corriente en que según el criterio de oxígeno de fondo no debiera haber peces de cultivo en el agua.

Finalmente, al multiplicar las estimaciones de densidad máxima obtenidas por especie y sub-cuenca por el volumen de un centro promedio y por el número de centros operativos en 2008 (Tabla 5), se observa que para cumplir con el criterio ambiental establecido previamente (6 mg L^{-1} como concentración mínima de oxígeno en el agua), y considerando la orientación actual de los centros (paralela a la corriente predominante), la

biomasa viva en el agua no debería sobrepasar las ca. 7000 toneladas en la boca del estuario, 5000 toneladas en el sector Marimelli y 2000 toneladas en Puelo (Fig. 84). En Cochamó, si los centros se orientan en un ángulo de al menos 20° con respecto a la corriente principal, se podría mantener un total de 1500 toneladas de biomasa viva en el agua. Como lo indica la figura 84, todos estos valores son susceptibles de aumentar si se incrementa la rotación de los centros con respecto a las corrientes y/o reduce la concentración de oxígeno disuelto considerada como mínimo aceptable.

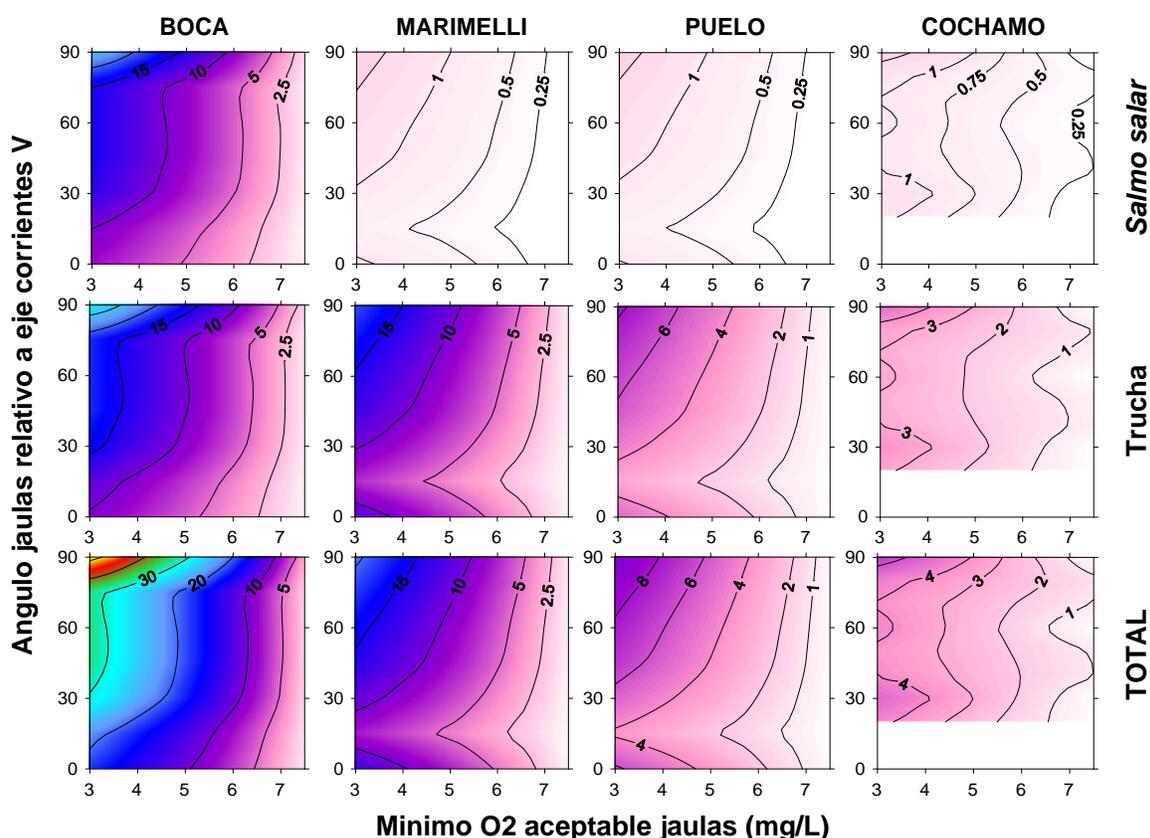


Figura 84. Estimaciones de biomasa máxima (miles de toneladas), por sub-cuenca y especie, en función del parámetro ambiental crítico y de la orientación de las balsas-jaula con respecto a la corriente dominante. Los cálculos de biomasa se basaron en las densidades máximas calculadas utilizando el modelo MOM, en el número de centros correspondiente a cada especie en cada sub-cuenca (ver Tabla 5), y en un número promedio de 20 jaulas por centro con un volumen de 20*20*20 m³. Las áreas sin datos en los paneles de Cochamó indican el rango de orientaciones con respecto a la corriente en que según el criterio de oxígeno de fondo no debiera haber peces de cultivo en el agua.

Durante la última década, el modelo MOM ha alcanzado notoriedad como herramienta de monitoreo y regulación de la actividad salmonicultora en Noruega, y ha servido como marco teórico para el trabajo iniciado durante la ejecución de este proyecto. Su implementación para el Estuario Reloncaví se apoyó en el extenso conjunto de mediciones físicas realizadas durante las campañas de agosto 2008, noviembre 2008 y febrero 2009, además de diversas fuentes de información sobre aspectos productivos y antecedentes biológicos de las especies de cultivo.

Las estimaciones aquí presentadas se derivan de la aplicación del modelo MOM a escala de un centro de cultivo, y no consideran en forma explícita los potenciales efectos negativos entre centros adyacentes, ni los eventuales efectos positivos que la adición de amonio podría tener sobre la comunidad fitoplanctónica en ciertas épocas del año, y por consiguiente sobre la disponibilidad de oxígeno en la columna de agua. Por ello, es necesario tomar con cautela las extrapolaciones presentadas en la figura 84, que además de suponer que no hay interferencia entre centros supone (1) que todos los centros se encuentran operativos, (2) que no habrá cambios en el número de concesiones otorgadas al interior del fiordo, y (3) que tampoco habrá cambios en las especies cultivadas en cada centro. Dicho lo anterior, se debe destacar que las estimaciones de biomasa máxima total obtenidas usando los parámetros indicados en las Tablas 3 y 5 (cercas a 20 mil toneladas), son similares a los valores de biomasa viva total informados por Salmón Chile a comienzos de 2009.

En cuanto a la posible “interferencia química” entre centros de cultivo es necesario señalar que mediciones efectuadas por Buschmann et al. (2006) en Calbuco muestran concentraciones de amonio cercanas al valor máximo permisible aquí utilizado ($0.035 \text{ mg L}^{-1} = 1.94 \text{ uM}$), pero no se indica a qué distancia del centro de cultivo se realizó el muestreo. En otro estudio reciente realizado en Escocia (Sanderson et al. 2008), y orientado a determinar la mejor ubicación de cultivos de macroalgas que utilicen desechos nitrogenados provenientes de cultivos de salmones, se determinó que el aumento en las concentraciones de amonio no es perceptible a distancias $>500 \text{ m}$, con velocidades de corrientes medidas a 4 m que no superaron los 5 cm s^{-1} . Nuestras mediciones de corrientes indican que la velocidad promedio entre 0 y 10 m en la boca del estuario alcanza los 8.3 cm s^{-1} , 3.3 cm s^{-1} en Puelo y 3.6 cm s^{-1} en Cochamó, por lo que la distancia anteriormente

señalada no debería superar 1 km. Dado que la distancia promedio entre concesiones adyacentes en el Estuario Reloncaví es de ca. 2 km, es probable que las variaciones en la concentración de amonio de un centro de cultivo no sean afectadas por las de centros adyacentes. Cabe señalar que las mediciones de corrientes registradas por los instrumentos anclados, en un solo punto, fueron consistentes con aquellas observadas sobre un área mayor por medio de ADCP remolcado en invierno y verano. Por ello, se ha considerado razonable suponer que las corrientes medidas por los instrumentos anclados son representativas de un sector más extenso del fiordo o de una sub-cuenca específica.

Una vez validado el modelo de circulación que actualmente se encuentra en desarrollo, será posible establecer en forma más explícita los patrones de conectividad entre distintos puntos del fiordo, y así refinar las estimaciones de distancia mínima entre centros de cultivo. Los datos actualmente disponibles sólo permiten estimar tiempos de residencia a la escala de una sub-cuenca y por lo tanto no es posible establecer el número máximo de localidades dentro de cada sub-cuenca donde las condiciones sean apropiadas para el desarrollo de un cultivo que cumpla con los criterios de calidad de agua arriba descritos.

Como ya se indicó, existe una diferencia sustancial entre las estimaciones de capacidad de carga obtenidas según los criterios de calidad de agua y de las condiciones de oxígeno en el bentos. Ello se debe a la alta variabilidad temporal de las velocidades de corrientes a media agua que, además de incrementar la dispersión del material particulado de desecho desde un centro de cultivo, incrementa la probabilidad de que haya eventos de resuspensión de sedimentos, como se indica en Stigebrandt et al. (2004). Las diferencias entre sub-cuencas en cuanto a la variabilidad temporal de las corrientes de media agua, reflejadas en las desviaciones estándar del componente u que se muestran en la Tabla 3, sugieren que este es el motivo por el cual – bajo cierto ángulo de los centros de cultivo con respecto a la corriente dominante – en Cochamó la densidad de peces de cultivo estuvo inicialmente limitada por el oxígeno disuelto en el agua de fondo.

Finalmente, se debe indicar que se encuentra en desarrollo un modelo basado en el modelo MOM utilizado en este trabajo, el que permitirá incorporar variabilidad temporal e incertidumbre en condiciones ambientales críticas (e.g. ciclo anual en el oxígeno disuelto en agua de fondo), le otorgará flexibilidad al tipo de predicciones que es posible obtener, y permitirá su distribución entre la comunidad científica y productiva.

4. Objetivo específico N°7

4.1 Contexto conceptual y antecedentes relevantes

Características principales del Estero Reloncaví que lo califican como fiordo y su entorno oceanográfico

En general, el término Fiordo ha sido aplicado a las estructuras geológicas desarrolladas por la erosión glacial que son parcialmente llenadas con agua de mar. Se pueden identificar varias características en la mayoría de los fiordos: por lo general, son largos en comparación con su ancho; son encajonados y profundos (a menudo más profundos que la plataforma continental adyacente), pueden tener **una o más barras submarinas** que definen la profundidad de la cuenca del fiordo y que pueden corresponder a morrenas remanentes y, por lo general, hay un río que desemboca en su cabeza, que corresponde a su terminación. La boca del fiordo corresponde a la zona de apertura hacia el mar. Dado que los fiordos se asocian con la acción glacial, éstos se localizan en latitudes altas, donde existen costas montañosas (Farmer y Freland, 1983). Ejemplificando con nuestro caso de estudio, la Figura 85 esquematiza la caracterización del Estero Reloncaví como un típico Fiordo. Complementariamente, la Figura 86 esquematiza las distintas secciones del Estero de Reloncaví dando cuenta de las características típicas de un Fiordo descritas previamente. Es importante destacar que la boca de este fiordo no está conectada con el Seno de Reloncaví; la zona más profunda del mar interior de Chiloé, y hacia su interior, se distinguen 4 sub-cuencas, divididas por barras, cuyas características físicas y oceanográficas fueron ampliamente descritas en capítulos anteriores.



Figura 85. Vista general del estero Reloncaví.

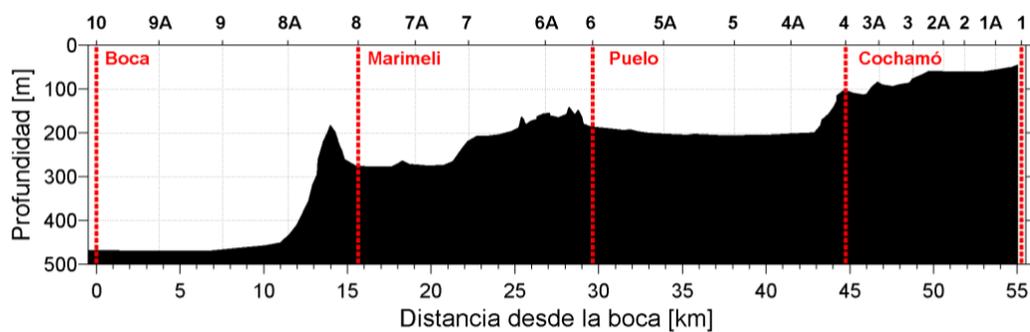


Figura 86. Conformación topográfica del estero Reloncaví que lo caracteriza como un típico fiordo, con cuatro sub-cuenclas.

Otros antecedentes importantes de señalar desde la perspectiva oceanográfica y ecosistémica y que determinan las condiciones ambientales del Fiordo Reloncaví, son los resultados obtenidos por los cruceros CIMAR Fiordos. Los resultados de dichos cruceros concluyen que las principales masas de aguas identificadas en la cuenca del mar interior de Chiloé son el agua estuarina (AE) desde la superficie hasta los 50 m, agua subantártica (ASAA) que se extiende hasta los 150 m de profundidad, agua subantártica modificada (ASAAM), remanentes del agua ecuatorial subsuperficial (AESS) entre 150 – 300 m y agua intermedia antártica (AIAA) bajo los 300 m. El mar interior de la Región de Los Lagos y Aysén está influenciado verticalmente por las 3 primeras masas de agua, la subantártica (ASAA) y la ecuatorial subsuperficial (AESS) ambas ingresan por la boca del Guafo entendiendo que la ASAA al ir ingresando al Golfo Corcovado se va modificando a ASAAM y la tercera es una capa superficial denominada agua estuarina (AE) la cual se prolonga hasta los 50 m y que se origina desde distintas zonas estuarinas. Cabe señalar que la masa de agua más importante o con mayor influencia dentro del mar interior de Chiloé es el agua subantártica modificada (ASAAM) (Fig. 87, 88).

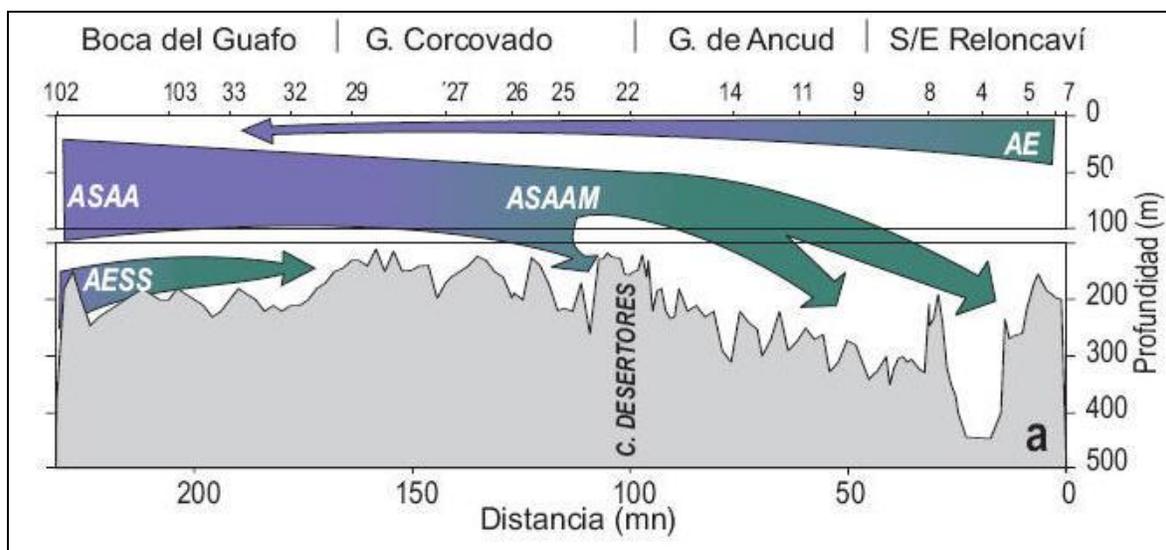


Figura 87. Distribución vertical de las masas de agua en el mar interior de la Región de Los Lagos (en Sievers & Silva, 2008)

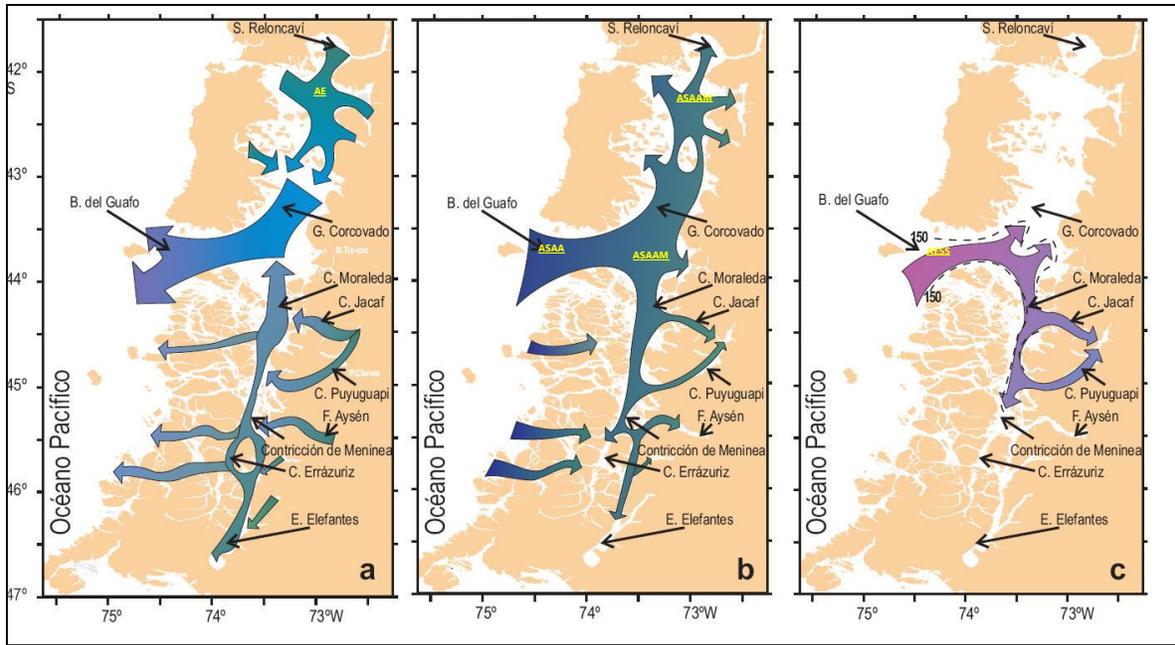


Figura 88. Distribución horizontal de las masas de agua entre los 42° y 47° S. a) Agua Estuarina (AE), b) Agua Sub Antártica (ASAA) y c) Agua Ecuatorial Sub Superficial (AESS) (en Sievers & Silva, 2008)

Si se relacionan las corrientes con la topografía submarina y considerando que la isla Desertores separa el mar interior de la Región de Los Lagos en aguas más y menos profundas, se detecta una mayor estratificación al norte de éstas y una zona cuasi homogénea al sur de ellas (Salinas y Castillo, 2008). En este mismo análisis, se registró la presencia de un frente donde se conectan las aguas interiores del golfo Ancud, Estuario y Seno de Reloncaví con las aguas oceánicas las cuales penetran a través de la boca del Guafo. La importancia de la entrada de este frente al estuario radica en que se fomenta el intercambio químico/biológico. El frente se presenta cuando el flujo de marea que penetra a un estuario, es lo suficientemente fuerte para impedir la salida de flujo de boyantes en o cerca de la boca del estuario. Una línea superficial suele destacarse y puede corresponder a una marca del sumergimiento. Variados autores reconocen que la presencia de estos frentes es de gran importancia para la circulación y estratificación del estuario en su totalidad. Por último, el principal forzante de las corrientes medidas en el área (Isla Desertores) es la marea, dado que estudios realizados en 2004 señalan que a 25 m se aprecia un flujo neto hacia el sur-sureste, mientras que a 80 m se registra un flujo neto en dirección contraria

(hacia el norte) de menor intensidad. La corriente media fue de 6.5 cm/s hacia el sur a 25 m de profundidad y de 2.5 cm/s hacia el norte a 80 m de profundidad.

En síntesis, en la capa superficial de la columna de agua es donde se generan importantes estratificaciones y gran dinámica de circulación potenciando el intercambio de nutrientes en la matriz biológica que allí coexiste.

Fierro (2006), concluyó sobre la importancia de la Boca del Guafo como vía de acceso para la penetración de la onda de marea proveniente del Océano Pacífico, la que se propaga hacia aguas interiores de la isla de Chiloé y al sur por el canal Moraleda. En el área de estudio existe un amplio rango de amplitud de marea: 6.7 m en Caleta La Arena hasta 3.12 m en Caleta Cuptana.

Las características de las masas de agua y su dinámica expresada como velocidad de corriente y onda de marea, sin duda pueden estar determinado la distribución y abundancia de numerosos recursos hidrobiológicos así como el desempeño operativo, biológico, productivo, ambiental y sanitario de varios tipos de cultivo.

Finalmente, respecto a la categorización y clasificación de fiordos, Farmer y Freeland (1983), realizaron una revisión y evaluación donde concluyen que dependiendo de la información disponible, se pueden utilizar desde las propuestas muy simples hasta modelos dinámicos complejos:

- a) Clasificación de acuerdo a perfiles verticales de salinidad, temperatura y oxígeno disuelto (Pickard, 1961 citado por Farmer y Freeland, 1983).
- b) Clasificación basada en perfiles de los parámetros salinidad y velocidad de corriente que representan el tipo de circulación y estratificación dentro del fiordo (HANSEN and RATTRAY, 1966, citados por Farmer y Freeland, 1983).
- c) Esquema de clasificación que está basado en un flujo de dos capas, estable, y asumiendo que sólo existe control hidráulico tanto en la boca como en una constricción del fiordo. Esta clasificación distingue dos tipos: tipo O (Overmixed = sobremezclados) y tipo N (con dos capas: una superficial de agua dulce muy delgada en comparación a la capa de agua salada profunda) (STIGEBRANDT, 1981, citado por Farmer y Freeland, 1983). Stigebrandt elabora otra distinción entre

fiordos anchos y fiordos angostos. Un fiordo ancho corresponde a uno en el que los gradientes de densidad transversal debido a la circulación estuarina es claramente distinguible. En un fiordo angosto, los procesos dinámicos son controlados por condiciones hidráulicas dentro del fiordo y se constatan significativos gradientes de propiedades en la capa superficial.

4.2 Actividades productivas en el estero Reloncaví

El Estero de Reloncaví tiene una superficie de espejo de agua de 17.134 ha (171 km²). Las principales actividades productivas desarrolladas en el Estero Reloncaví corresponden a la acuicultura y la extracción de recursos bentónicos. Las actividades de acuicultura pueden desarrollarse sólo en aquellos sectores que han sido establecidos formalmente como Areas Apropriadas para el Ejercicio de la Acuicultura (AAA), las cuales en el Estero Reloncaví suman 10.301 ha, es decir, el 60% de su superficie total. Sin embargo las actividades de acuicultura deben cumplir una serie de requisitos antes que se les asignen espacios delimitados bajo la figura de concesiones de acuicultura. Uno de los requisitos relevantes es el cumplimiento de distancias mínimas tanto entre concesiones del mismo tipo como con otros tipos de cultivo. Por ejemplo, entre concesiones de salmones debe existir una distancia mínima de 1.5 mn (millas náuticas), es decir, 2.778 m. Entre una concesión de salmones y una de chorito debe existir una distancia mínima de 400 m, mientras dos concesiones de chorito deben estar separadas al menos por 200 m. En este contexto, si bien existe una gran superficie de AAA disponible, las posibilidades de conciliar el cumplimiento de distancia con las condiciones adecuadas para la instalación de los cultivos (profundidad, velocidad de corriente, accesos), se traduce en que el Estero Reloncaví posee una proporción baja de uso, lo que se resume en la Tabla 42. Las concesiones de acuicultura otorgadas representan el 3.9 y 2.4% de la superficie de las AAA y del Estero, respectivamente. Asimismo, otros espacios del Estero han sido asignados para actividades de recolección de semillas de chorito (*Mytilus chilensis*) y para el establecimiento de Areas de Manejo y Repoblación de Recursos Bentónicos (AMERB), las que en su conjunto también poseen baja tasa de ocupación espacial en este ecosistema. En resumen, la totalidad de las principales actividades productivas mencionadas alcanza a 937

ha, lo que representa el 9.1 y 5.5% de la superficie de las AAA y del Estero, respectivamente. El número de unidades productivas es de 159 que se reparten en 119 titulares de dichos derechos de uso asignados.

Tabla 42. Proporción de uso de las actividades productivas autorizadas en el estero Reloncaví (Fuente: elaborado en base a información proporcionada por Subsecretaría de Pesca).

Superficie del Estero Reloncaví	17.134				
Superficie Areas Apropriadas para la Acuicultura en el E. Reloncaví	10.301		Proporción uso (%) en relación a la		
Tipo de Uso Autorizado	N°	Superficie (ha)	Superficie de AAA	Superficie del E. Reloncaví	N° TITULARES
CONCESIONES ACUICULTURA					
SALMONES	39	172,4	1,7	1,0	16
MOLUSCOS	49	234,1	2,3	1,4	36
TOTAL CONCESIONES	87	406,5	3,9	2,4	52
COLECTORES SEMILLAS DE CHORITO	57	235,9	2,3	1,4	55
AREAS DE MANEJO	15	294,6	2,9	1,7	12
Total Unidades Productivas	159	937,01	9,1	5,5	119

4.3 Producción y seguimiento ambiental de la acuicultura en el estero Reloncaví

De acuerdo a los Informes Ambientales (INFA) que presentan los titulares de concesiones de acuicultura a la autoridad sectorial. La Tabla 43 muestra durante 2005 habían 33 centros autorizados para salmones, de los cuales sólo se obtuvo cosecha en 20 de ellos, mientras que durante 2006 se obtuvo cosecha en 30 centros. Mientras que en el caso de los 47 centros autorizados para el cultivo de chorito, se obtuvo cosecha en 2 y 20 para los años 2005 y 2006, respectivamente. Las cosecha durante 2006 alcanzó a 45.769 t de salmones y 1.940 t de choritos.

Tabla 43. Cosecha desde centros de cultivo de salmones y chorito en el estuario Reloncaví para los años 2005 y 2006 (Fuente: Subsecretaría de Pesca).

Grupo	Total centros	Nº centros con producción 2005	Ton 2005	Nº centros con producción 2006	Ton 2006
Salmones	33	20	39.994	30	45.769
Moluscos	47	2	1.062	20	1.940
Total	80	22	41.056	50	47.709

Las INFA de los centros de cultivo, para ambos períodos anuales y para ambos recursos cultivados (choritos y salmones), registraron condición aeróbica en su área de influencia, excepto en un centro de cultivo de salmones que presentó condición anaeróbica durante 2005. En relación a la materia orgánica en el área de influencia de las operaciones de cultivo, durante el período 2005-2006 se registraron valores medios en el rango de 3.1 – 8%. Por otra parte, los centros de cultivo en categoría 3 y 5 debían presentar perfiles de oxígeno disuelto en la columna de agua, cuyos resultados se muestran en las Figuras 89 y 90, para los años 2005 y 2006, respectivamente. Para ambos períodos, el rango de oxígeno disuelto tanto en los centros de cultivo de salmones como de chorito estuvo en el rango de 2.0–6.0 ml L⁻¹. Esta información coincide con los registros de oxígeno disuelto en la columna de agua, reportados en este informe final para los muestreos realizados durante 2008–2009.

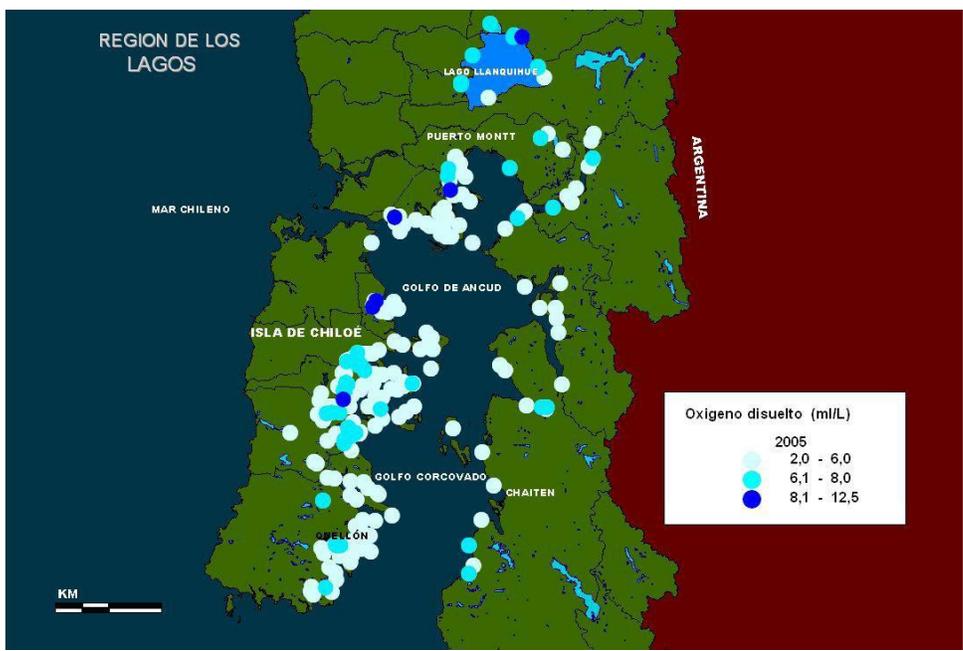


Figura 89. Oxígeno disuelto en centros de cultivo en la Región de Los Lagos durante 2005 (Fuente: Subsecretaría de Pesca, 2009).

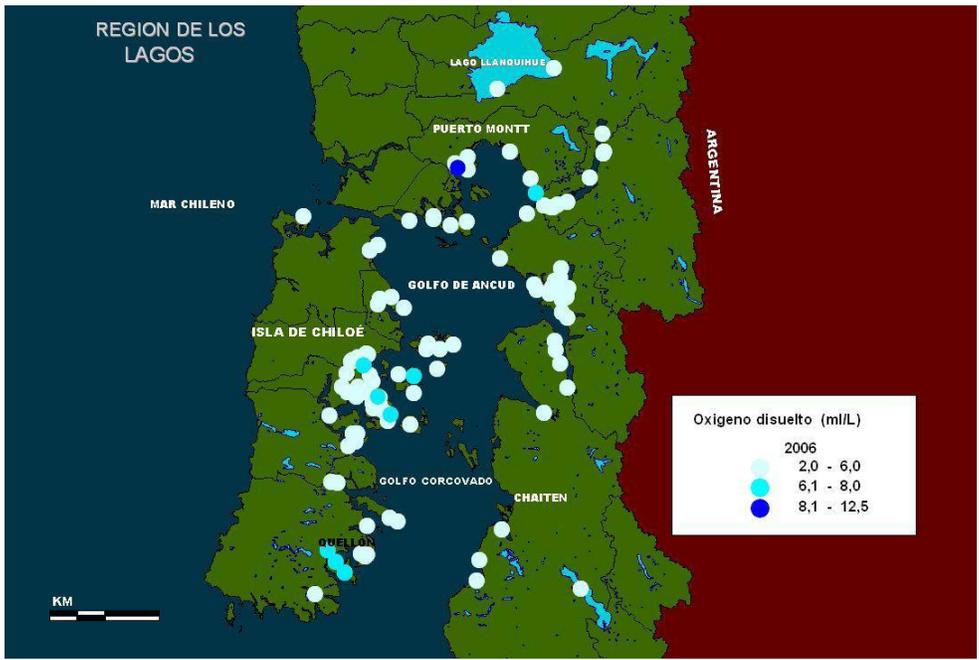


Figura 90. Oxígeno disuelto en centros de cultivo en la Región de Los Lagos durante 2006 (Fuente: Subsecretaría de Pesca, 2009).

4.4 El uso de indicadores en la acuicultura

En FAO (2010), se establece que el uso de indicadores forma parte de programas de vigilancia, donde el indicador se mide directamente y se utiliza como una medida de la gravedad y alcance de los impactos sociales y sobre los ecosistemas. Los umbrales del indicador, tal como ocurre con la normas de calidad de agua, pueden ser establecidos por las autoridades ambientales, pero también pueden ser determinados y establecidos por los propios interesados (por ejemplo, los niveles de tolerancia), mediante un proceso participativo, para una cuenca o cuerpo de agua donde se desarrollan la acuicultura y otras actividades.

El tipo y frecuencia de monitoreo de impacto debe ser proporcional tanto a los efectos previstos como los reales. Los programas de monitoreo y el uso de indicadores se pueden realizar a distintos niveles. Los acuicultores y las autoridades pueden realizar estudios simples y de bajo costo cuando se espera que los impactos sean menores, mientras que estudios más detallados pueden ser realizados por empresas especializadas o autoridades a intervalos cortos, cuando los impactos esperados sean mayores (esto es especialmente relevante en la cuenca o a la escala de cuerpos de agua). Los resultados de las encuestas deben traducirse en un plan de mitigación del impacto para ejecutar las acciones correctivas cuando algunos de los impactos se encuentren más allá de los límites.

La descripción del programa de monitoreo es, frecuentemente, una salida del Estudio de Impacto o de una declaración de impacto ambiental. El protocolo de monitoreo propone qué tipo de indicadores deben ser usados para monitorear el impacto de la operación y los niveles aceptables del impacto. Se utiliza el muestreo para cuantificar el alcance y la severidad con los que la acuicultura afecta el ecosistema en el tiempo, comparando los datos actuales recogidos en varios lugares durante operación con los datos obtenidos en la evaluación del impacto ambiental, estudio de referencia del ambiente antes de las operaciones.

Es esencial considerar el monitoreo de la zona de acuicultura, de la cuenca o del cuerpo de agua (lo que a menudo es más importante que el control de los centros de cultivo individuales), especialmente cuando éstos son pequeños, pero que su impacto acumulado puede ser significativo.

Básicamente, el monitoreo debería incluir: (i) impactos sobre la calidad del agua y los sedimentos, incluyendo indicadores biológicos y físico-químicos, (ii) condición de eutrofización e impactos sobre hábitats sensibles, tales como manglares, praderas de pastos marinos y (iii) otros impactos sobre la flora y la fauna del lugar. El monitoreo debería realizarse en el sitio potencialmente afectado, así como en un sitio de referencia con el fin de evaluar los impactos de otros factores más allá de la acuicultura.

El monitoreo de los indicadores debe proporcionar información pertinente a la "resiliencia" o "resistencia" de los ecosistemas a los efectos de los factores de origen humano o de otro tipo. En general, los ecosistemas pueden recuperarse fácilmente de las pequeñas perturbaciones, que son de hecho, parte del estado natural de estos sistemas. La resistencia de un ecosistema indica el grado de perturbación que puede aceptar sin daño a su perspectiva de una recuperación rápida y completa, por ejemplo, la capacidad de la fauna bentónica de recuperar su condición original después de remover una jaula de peces.

4.5 Escalas de análisis y condiciones límite para la acuicultura.

Se han explorado alternativas de cómo abordar la escala de análisis y evaluación de impactos sobre el ambiente (ECASA, 2008; FAO, 2010), que han sido muy útiles en relación a la administración de variados impactos y presiones sobre el ambiente. Tal como se describe más abajo y se muestra en la Figura 91, las diferencias esenciales entre las escalas radican en los tiempos de residencia de las partículas y del agua en una cuenca determinada.

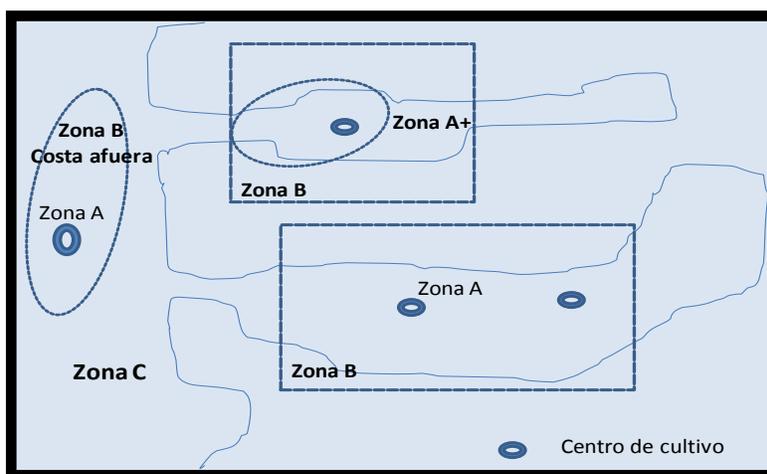


Figura 91. Representación gráfica de las escalas de análisis.

Zona A: Escala de granja o centro de cultivo

En esta escala, el tiempo de residencia del agua corresponde a unas pocas horas (período mareal); ocurren áreas de dispersión baja o moderada, las partículas caen en el lecho marino dentro de esta área y su huella efectivamente define esta Zona A; en masas de agua con mareas medias o cortas es posible definir una Zona A+ como una elipse dentro de la cual las corrientes distribuyen los desechos solubles durante el período mareal (ECASA, 2008).

En esta escala es donde se producen los efectos evidentes de la acuicultura; en algunas jurisdicciones, los acuicultores están obligados a gestionar y controlar sus impactos, para sus propios intereses y para presentarse bien ante miembros de la ciudadanía preocupados por el medio ambiente; la gestión pública sobre el ambiente puede limitarse la concesión de licencias y la función de auditoría (ECASA, 2008).

FAO (2010) refiriéndose a la misma escala espacial señala que la explotación individual es fácil de localizar e identificar, y los efectos locales son a menudo fáciles de evaluar, aunque en la acuicultura en jaulas, especialmente en ecosistemas abiertos tales como el mar abierto, puede ser difícil establecer el límite de potenciales efectos. La mayoría de las prácticas de gestión o manejo se han desarrollado para esta escala y muchas de las medidas de regulación provenientes desde la autoridad (de arriba hacia abajo o “top down”), tales como la evaluación de impacto ambiental (EIA), se aplican en todo el mundo para esta escala. También a este nivel se han diseñado, ejecutado y evaluado mejores prácticas de manejo (BMP, por sus siglas en inglés). En el caso chileno, todas las regulaciones ambientales y sanitarias están focalizadas en la escala del centro de cultivo, principalmente por razones legales en cuanto a la identificación de responsabilidades individuales de los titulares de los centros de cultivo sobre los cuales se realizan las respectivas acciones de evaluación, control o fiscalización.

Los escapes y las enfermedades que se originan de las operaciones de acuicultura pueden ser previstas/controladas en esta escala, aunque sus efectos suelen aparecer en la escala espacial superior: la cuenca hidrográfica.

El nivel de centro de cultivo o granja también es un punto focal para el enfoque ecosistémico ya que las especies cultivadas son sensibles a la calidad del agua y son

vulnerables a los daños producidos por otros usuarios del cuerpo de agua. En este contexto, es muy relevante la contaminación producida desde áreas urbanas, desde la escorrentía de la agricultura y otras industrias; la depredación; las embarcaciones, la pesca y otros artefactos acuáticos que pueden producir efectos sobre la granja. Por lo tanto, se considera relevante establecer medidas de protección, incluyendo la regulación de la contaminación, la planificación territorial y el establecimiento de seguros. Los grupos de interés en esta escala son por lo general los propietarios de las granjas, los trabajadores, los miembros de una familia y los habitantes locales.

Zona B: Bahía, cuenca hidrográfica

Corresponde a la escala de pequeños cuerpos de agua, tales como una cuenca de fiordo que puede ser tratada como horizontalmente homogénea: los tiempos de residencia del agua pueden ser de unos pocos días a varias semanas, un período suficientemente prolongado para el enriquecimiento de nutrientes que permite un mayor crecimiento de fitoplancton; en aguas abiertas u oceánicas, la extensión de la zona se puede estimar sobre la base de información sobre la dispersión y las corrientes persistentes, incluyendo la dispersión debido a los flujos mareales en masas de agua meso- y macromareales.

En términos de manejo, el programa ECASA (2007) estableció que a esta escala pueden ocurrir presiones de variadas fuentes, y sus efectos pueden no ser evidentes hasta que la resistencia del ecosistema ha sido sobrepasada. En este contexto, la gestión pública ambiental tiene que desempeñar un papel más activo en la estimación de la capacidad de asimilación y de carga, así como también vigilar la utilización de los múltiples usuarios de la cuenca. Escala que tiene una potencialidad de sinergia entre actividades, con cultivos de moluscos filtradores y algas, los cuales directa o indirectamente podrían aprovechar los nutrientes provenientes de los centros de cultivo de peces. Cabe señalar sin embargo, que para la adecuada utilización de los nutrientes o desechos de los distintos sistemas de cultivo, se debe “diseñar” la ubicación de los distintos componentes para su adecuado funcionamiento, siendo factores claves las distancias entre estos y dirección de las corrientes.

Por otra parte, la FAO (2010) caracteriza esta escala como una zona geográfica que incluye un conjunto de centros de cultivo más o menos agregados (zona de acuicultura) que comparte un cuerpo de agua común y que necesita un manejo coordinado. Mientras que a la escala individual los impactos ambientales y sociales podrían ser marginales, en la escala zonal o de la cuenca, es necesario poner mucho más atención a los efectos acumulativos en el ecosistema por parte de las agregaciones o clusters de granjas, por ejemplo, la eutrofización como consecuencia de producción excesiva de nutrientes.

Zona C: escala regional

Los tiempos de residencia pueden variar desde semanas a meses, suficientemente prolongados para que ocurran complejos procesos ecosistémicos; probablemente sea hidrográficamente más complejo; proporciona las condiciones “de fondo” con las cuales interactúa la zona B.

Las escalas, los ciclos de retroalimentación y las condiciones de borde

Los modelos más sencillos para organismos describen el comportamiento y efecto de un solo pez o bivalvo, para luego multiplicarlo por el número total de animales en un centro de cultivo con el fin de estimar el efecto total de los animales en el ambiente. Los animales son afectados por las condiciones del agua y excretan materiales al agua, pero se supone que estos últimos no influyen en el ingreso de materiales al animal (Fig. 92).

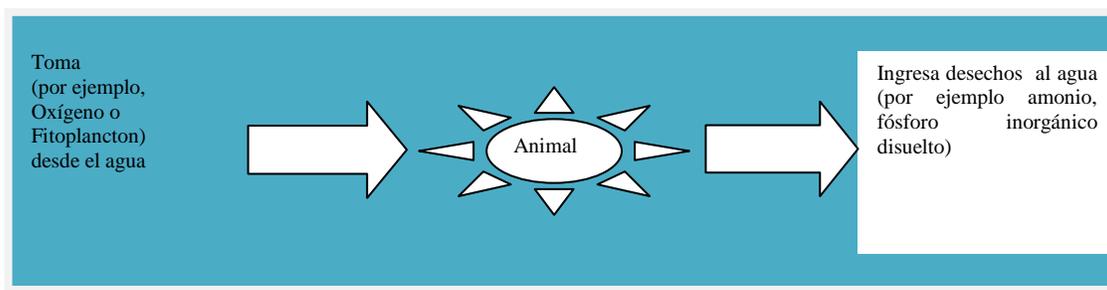


Figura 92. Representación gráfica de las escalas de análisis.

Este supuesto sólo es realista cuando los animales cultivados son pocos en relación con el intercambio de agua. La combinación de un modelo a nivel de organismo con un modelo pelágico a escala de la Zona A, conlleva consecuencias que sirven de

retroalimentación: por ejemplo, cuando el número de animales cultivados aumenta, lo más probable es que aumente sustancialmente el amoníaco, o disminuya el oxígeno, o compitan por el alimento fitoplanctónico dentro de la granja. Fuera de la granja está el cuerpo de agua; que en el caso de los modelos a escala de granja, éste proporciona las "condiciones límite o de borde" para el modelo (Fig. 93). Se trata de una hipótesis fundamental en la modelización de que las condiciones de borde no se ven influidas por los cambios simulados por el modelo.

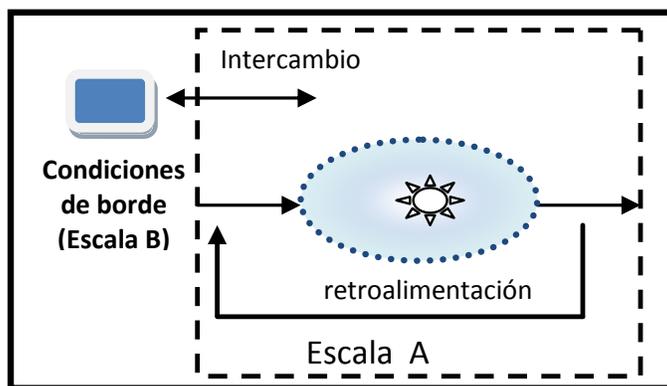


Figura 93. Escala de Zona B.

Los modelos a escala de Zona B representan reacciones más complicadas que pueden ocurrir dentro de los cuerpos de agua, como cuando los nutrientes excretados por los peces comienzan, después de unos días, a estimular el crecimiento del fitoplancton. Las “condiciones de borde” para los modelos de la zona B son las condiciones de la zona C más grande con la cual existe intercambio de agua (Fig. 94). Las condiciones también pueden incluir los aportes desde tierra e intercambios con la atmósfera.

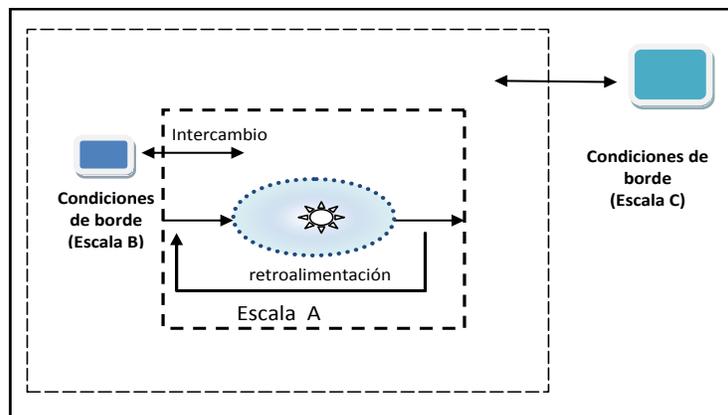


Figura 94. Escala de Zona C.

4.6 Variables, parámetros e indicadores de calidad de la columna de agua.

Indicadores de calidad de agua, como por ejemplo: contenido de clorofila, concentración de nutrientes, concentración de oxígeno, transparencia de la columna de agua (profundidad Secchi) y la concentración de materia orgánica particulada, pueden utilizarse para evaluar el efecto de la acuicultura sobre el ambiente circundante. Los valores de estos indicadores pueden encontrarse por observaciones *in situ*. Otros indicadores pueden utilizarse para evaluar cómo la calidad del agua circundante influye sobre el centro de cultivo real. Ejemplos de estos indicadores son la capacidad de carga expresada como la máxima producción en relación con las condiciones del oxígeno y amonio en el centro de cultivo y el crecimiento de los peces. Estos indicadores se calculan y no sólo dependen de un parámetro, por ejemplo, las concentraciones de oxígeno o amonio del agua circundante, sino también del estado mareal, de la temperatura, del tipo de especie cultivada, entre otros. La mayoría de los indicadores mencionados describe, en general, una condición instantánea y, por lo tanto, es necesario demostrar las grandes variaciones que ocurren en el tiempo. Se requieren mediciones tanto de alta (diaria a mensual) como baja (anual) frecuencia para encontrar tendencias o cambios en el medio ambiente. Asimismo, es fundamental evaluar los diferentes indicadores de la calidad del agua basados en algunos criterios como: su obvia importancia, la claridad en el diseño, la recolección realista o los costos de obtención, disponibilidad de datos, alta calidad y confiabilidad, la base teórica, escala espacial y temporal adecuada.

La normativa chilena vigente exige que los centros de cultivo operen de acuerdo a las capacidades del cuerpo de agua donde ellos se localizan. Los parámetros y umbrales de cumplimiento se muestran en la Tabla 44.

Tabla 44. Valores de umbral que deben cumplir los centros de cultivo en Chile.

Límites de aceptabilidad Resolución 3612	
Materia orgánica	≤ 9%
Oxígeno disuelto (1 m del fondo)	≥ 2,5 mg / L
Eh (Redox) en el sedimento bajo las estructuras de cultivo	≥ 50 mV

4.7 Modelos para estimar capacidad de carga.

El estudio de la WWF relativo a modelos de capacidad de carga (Tapia y Giglio, 2010) concluyó que la selección de un modelo o aproximación a desarrollar y aplicar en los fiordos de Chile debe cumplir con dos criterios fundamentales: (1) El modelo debe incluir los principales compartimentos y procesos que reflejan el rol de la salmonicultura como agente en los flujos químicos (carbono orgánico particulado, oxígeno disuelto y desechos nitrogenados) que se registran a la escala de un centro de cultivo, y (2) debe permitir el escalamiento y representación de dichos impactos dentro de un modelo hidrodinámico que abarque toda una cuenca. Esto, con el fin de establecer niveles máximos de producción a la escala de un fiordo que permitan mantener la calidad de agua y la condición del bentos por sobre niveles aceptables para la conservación de los ecosistemas naturales, además de identificar potenciales interferencias entre centros que puedan afectar la producción. A escala local se requiere combinar modelos basados en una aproximación modular del tipo MOM (Modelling - Ongoing Fish Farm – Monitoring, Stigebrandt et al. 2004) o DEPOMOD (Cromey et al. 2002), y que predigan patrones de depositación de materia orgánica en función de las tasas de producción de partículas por los peces, batimetría y régimen de corrientes, con un modelo que determine los cambios en el balance de oxígeno bentónico y sus efectos sobre la fauna producidos por la carga de materia orgánica.

Por otra parte, para la evaluación de los escenarios de impacto del cultivo de mitílidos en el Estero Reloncaví, se utilizó un enfoque ecosistémico mediante el programa Ecopath (Christensen & Pauly 1993; Pauly et al. 2000; Christensen et al. 2000). Este modelo asume un estado estacionario, donde la materia que se produce por cualquier presa es igual a la biomasa consumida por los depredadores, más cualquier otro destino de la producción en el sistema. Los modelos a considerar para estimar capacidad de carga se basan en una aproximación del estado actual del ecosistema tomando en consideración la producción actual de mitílidos, junto con estimaciones de bancos naturales y el estado actual del flujo total de materia en el ecosistema. Este modelo es luego evaluado, considerando un incremento en la mitilicultura hasta el punto en que no interfiera en el flujo de energía de los consumidores primarios y detritus (capacidad de carga ecológica) y la tercera aproximación forzaría el sistema hasta el punto en que la producción primaria y detritus sea canalizado hacia los mitílidos (capacidad de carga productiva).

4.7 Categorización del Estuario Reloncaví.

Oceanografía

En estricto rigor, la escala de análisis de las variables e indicadores asociados a los impactos de las actividades antrópicas (principalmente de acuicultura) corresponde a una Zona C (descrita anteriormente), debido a que el ecosistema conformado por la cuenca del Estero Reloncaví interactúa con masas de agua provenientes del mar interior de Chiloé y con aportes de agua dulce de origen continental. Sin embargo, el ámbito geográfico del estudio en términos de caracterización oceanográfica y estimación de su capacidad de carga se limitó sólo a los límites definidos por el Estuario Reloncaví.

Considerando los principales atributos, variables y parámetros oceanográficos del Estero Reloncaví registrados en las campañas de muestreo-que se consignan en la Tabla 45- y los criterios de clasificación descritos en la sección 4.1, es posible definir la siguiente categorización:

- a) Clasificación de acuerdo a perfiles verticales de salinidad, temperatura y oxígeno disuelto.
 - Del Tipo 1, que corresponde a un gradiente de salinidad marcado por una delgada capa superficial de agua con salinidades entre 4 y 8 psu, para aumentar gradualmente a 20 psu en la capa subsuperficial (30-32 psu) significativamente en la capa de agua salada más profunda (32-33 psu).
 - Del Tipo 1, considerando el gradiente de mayor temperatura en la capa superficial, especialmente en verano (Febrero) cuando se registraron valores hasta 18°C, entre 10 y 20 m varió entre 10 y 13.6 °C mientras que en las capas profundas (sobre 50 m) la temperatura fue relativamente estable alrededor de 10.6–10.8 °C.
 - Del Tipo 3 considerando que la distribución de oxígeno en la capa superficial presentó un máximo ubicado inmediatamente bajo la superficie con valores superiores a 8 ml L-1 en noviembre y valores superiores a 9 en verano. Bajo la capa superficial, se reconoció una capa intermedia ubicada entre 30 y 100 m de profundidad aproximadamente (o 200 m dependiendo de la profundidad total de la cuenca), en ella la concentración de oxígeno

disuelto varía poco con profundidad. Sin embargo, ésta presenta un marcado gradiente horizontal entre la boca y la cabecera del Estuario, tanto en primavera como en verano. En primavera se observaron valores cercanos a 4.5 mL L⁻¹ en la sub-cuenca cercana a la boca y decrece hasta valores inferiores a 3 mL L⁻¹ en la sub-cuenca cercana a la cabeza (cercañas de Ralún). En verano, los valores en esta capa varían de 3.5 mL L⁻¹ en la boca, a valores inferiores a 2 mL L⁻¹ cerca de Ralún.

- b) Clasificación basada en perfiles de los parámetros salinidad y velocidad de corriente que representan el tipo de circulación y estratificación dentro del fiordo.
 - Del Tipo 3, ya que se distingue por una circulación muy marcada en su capa superficial.

- c) Esquema de clasificación que está basado en un flujo de dos capas, estable, y asumiendo que sólo existe control hidráulico tanto en la boca como en una constricción del fiordo.
 - Corresponde a un fiordo tipo N: con dos capas: una superficial de agua dulce muy delgada en comparación a una profunda capa de agua salada.
 - También corresponde a un fiordo angosto (ancho medio: 2,7 km) donde que los procesos dinámicos son controlados por condiciones hidráulicas dentro del fiordo y se constatan significativos gradientes de propiedades en su capa superficial.
 - Sin embargo, la conformación de la boca del Estero Reloncaví, no es la de un fiordo típico que posee una clara constricción (sill) o solevantamiento que genera efectos sobre la circulación dentro del fiordo.

Adicionalmente, es posible categorizar el Estero Reloncaví como un Fiordo con:

- Superficie espejo de agua: Grande (170 km²)
- Longitud total de su eje principal: 56 km
- Volumen Total de la cuenca: 26.100 m³
- Profundo: 30–450 m (promedio alrededor de 200 m)

Tabla 45. Parámetros seleccionados para caracterizar el fiordo Reloncaví en cuanto a sus atributos, variables y parámetros.

Subcuenca	Boca - Marimeli	Marimeli - Puelo	Puelo - Cochamó	Cochamó - Ralún
Longitud (km)	14	15	17	10
Orientación	E - O	E - O	N - S	N - S
Ancho Típico (km)	2,2-4,5	2,3-4,2	3	1,1-1,6
Profundidad (m)	400-450	140-270	180-195	35 - 110
Volumen Cuenca (millones de m3)			5.110	690
Volumen Cuenca (millones de m3)	20.300		5.800	
Volumen Cuenca (millones de m3)	26.100			
Tiempo residencia invierno - primavera (días)				11 - 13
Tiempo residencia invierno - primavera (días)			30 - 85	
Tiempo residencia invierno - primavera (días)	84 - 202			
Corriente superficial entre 0 y 10m (cm/s)	8,3	3,3	3,3	3,6
Espesor capa agua dulce superficial (m)	5	6	6	8
Temperatura INVIERNO (°C) 10m - 20 m	10,31 - 10,59		10,38 - 10,57	10,41 - 10,62
Temperatura VERANO (°C) 10m - 20 m	13,84 - 11,11	13,81 - 11,07	14,60 - 11,21	14,15 - 11,30
Salinidad INVIERNO (PSU) 10m - 20 m	31,63 - 32,25		31,23 - 31,87	30,78 - 32
Salinidad VERANO (PSU) 10m - 20 m	30,77 - 32,06	30,92 - 32,07	30,33 - 32,02	30,54 - 31,93
Densidad INVIERNO (10m - 20 m)	24,27 - 24,7		23,95 - 24,42	23,59 - 24,51
Densidad VERANO (10 m - 20 m)	22,95 - 24,47	23,07 - 24,48	22,45 - 24,42	22,71 - 24,33
Oxígeno (mL/L) INVIERNO (10 m - 20 m)	5,28 - 4,90		5,23 - 4,81	5,2 - 4,34
Oxígeno (mL/L) VERANO (10 m - 20 m)	4,59 - 3,14	4,62 - 3,21	5,83 - 3,12	5,89 - 2,71
Oxígeno SATURADO (mL/L) INVIERNO (10 m - 20 m)	6,41 - 6,35		6,42 - 6,36	6,43 - 6,35
Oxígeno SATURADO (mL/L) VERANO (10 m - 20 m)	5,98 - 6,28	5,97 - 6,29	5,90 - 6,27	5,95 - 6,26
Fracción sat. Oxígeno (%) INVIERNO (10 m - 20 m)	82 - 77		82 - 76	81 - 68
Fracción sat. Oxígeno (%) VERANO (10 m - 20 m)	77 - 50	77 - 51	99 - 50	99 - 43
Materia orgánica (%)	8,23 - 10,01	5,01 - 7,88	8,88 - 9,33	7,41
Carbono orgánico (%)	1,45 - 1,68	0,66 - 1,18	1,57 - 2,14	1,37

Capacidad de carga Salmónidos

Para la parametrización del modelo MOM se utilizaron los valores contenidos en la Tabla 46.

Tabla 46. Valores de parámetros utilizados en el modelo MOM para estimar la capacidad de carga en términos de biomasa máxima de salmones en cultivo que soporta el sistema.

PARAMETROS FISICO QUIMICOS DEL MODELO MOM	Boca - Marimeli	Marimeli - Puelo	Puelo - Cochamó	Cochamó - Ralún
Profundidad sitio (m)	30	30	30	30
Salinidad típica en verano	30	30	30	30
O ₂ de fondo (30 m) (mg / l)	4,5	4,5	4,5	4,5
NH ₄ ambiental (mg/l)	0,014	0,014	0,014	0,014
Componente u de corrientes				
Velocidad a 15 m (cm /s)	3,96	3,5	3,5	3,04
Veloc. Dim superficie (2m) (cm/s)	0,37	0,3	0,3	0,32
Veloc. Dim fondo (30 m) (cm/s)	0,21	0,14	0,14	0,05
Componente v de corrientes				
Velocidad a 15 m (cm /s)	7,22	7,42	7,42	7,44
Veloc. Dim superficie (2m) (cm/s)	1,11	0,48	0,48	0,51
Veloc. Dim fondo (30 m) (cm/s)	0,21	0,14	0,14	0,05
Mínimo O ₂ aceptable en jaulas (mg/l)	6	6	6	6
Mínimo O ₂ aceptable en el fondo (mg/l)	5	5	5	5
Máximo NH ₄ aceptable jaulas (mg/l)	0,035	0,035	0,035	0,035

Finalmente, al multiplicar las estimaciones de densidad máxima obtenidas por especie y sub-cuenca por el volumen de un centro promedio y por el número de centros operativos en 2008 (Tabla 5, p. 65), se observa que para cumplir con el criterio ambiental establecido previamente (6 mg L⁻¹ como concentración mínima de oxígeno en el agua), y considerando la orientación actual de los centros (paralela a la corriente predominante), constituyen un Escenario 1 (conservador) que se muestra en la Tabla 47.

Tabla 47. Escenarios de capacidad de carga en el estuario Reloncaví.

Subcuenca	Concesiones autorizadas			Capacidad de carga (t)	
	Atlántico	Trucha	Total	Escenario 1	Escenario 2
Boca	6	7	13	7.000	21.000
Marimelli	1	11	12	5.000	8.000
Puelo	1	5	6	2.000	3.200
Cochamó	1	3	4	1.500	2.400
Total	9	26	35	15.500	34.600

Se observó una gran diferencia entre las estimaciones de capacidad de carga obtenidas mediante los criterios basados en calidad del agua y en las condiciones de oxígeno para el bentos (Fig. 80, p. 213), resultando como tendencia que el suministro de oxígeno disuelto en el agua circundante a las balsas de cultivo es la variable crítica para la capacidad de carga del sistema. En otras palabras, **bajo este criterio se obtuvieron las menores estimaciones de biomasa máxima permisible**. Las estimaciones de densidad máxima de peces en cada una de estas sub-cuencas disminuyeron linealmente en función del aumento en la mínima concentración de oxígeno disuelto permisible en las balsas jaula (Fig. 81, pág. 214). Las estimaciones fueron insensibles a cambios en los otros dos criterios de calidad de condiciones ambientales: máxima concentración de amonio permisible en las balsas jaula (rango de 0.01 a 0.06 mg L⁻¹) y mínima concentración de oxígeno permisible en el agua de fondo (rango de 1 y 9 mg L⁻¹).

Complementariamente, se elaboró un Escenario 2, considerando que para una misma concentración crítica de oxígeno disuelto en la columna de agua, la rotación de 90° de las balsas jaula permite triplicar la producción anual máxima (hasta ca. 4 mil toneladas) en los sectores de Marimelli, Puelo y Cochamó (Fig. 83, pág. 216).

Capacidad de carga mitílidos

Para determinar la capacidad de carga ecológica, se aumentó la biomasa de los cultivos de mitílidos a tal punto en el que la EE del detritus se iguala a 1 (Tabla 41), situación que se alcanzó al aumentar la producción de mitílidos de 34.228 t (año 2008, Sernapesca) a 85.570 toneladas para todo el fiordo. En un escenario de estas características, se evaluó el potencial impacto que pudiese tener este resultado sobre otros componentes de la trama trófica.

Las estimaciones realizadas en este estudio a su vez solo contemplan una parte del sistema trófico del fiordo, por lo que la capacidad de carga se encuentra sobreestimada. La aplicación de este tipo de modelo puede constituir una herramienta útil y aplicable en la elaboración de límites precautorios para la capacidad de carga para el cultivo de organismos filtradores. Sin embargo, se debe tener en cuenta que para la correcta evaluación se debe contar con suficiente información para reducir el grado de incertidumbre y con ello poder desarrollar planes de desarrollo sustentables acorde con la realidad de cada ecosistema.

Es por ello que a modo de enfoque precautorio y dado la ausencia de información de algunos grupos tróficos, se sugiere que la biomasa de mitílidos en el fiordo nunca debiese superar la capacidad de carga ecológica a nivel de fiordo estimada en ~85.000 t.

VARIABLES E INDICADORES ECOSISTÉMICOS CRÍTICOS

Tal como se mencionó previamente en este Informe (p. 50), la capacidad de un sistema acuático para asimilar los ingresos de nutrientes sin afectar la calidad físico-química del agua necesaria para sostener los servicios ambientales de dicho sistema, depende, entre otros, de las tasas de recambio de agua, de las concentraciones naturales de oxígeno disuelto y amonio, y de la capacidad del bentos de metabolizar los desechos orgánicos derivados de los cultivos.

La tasa de recambio del agua en un fiordo depende de la interacción entre la batimetría local y forzamientos de tipo mareal, eólico y fluvial, cada uno con escalas de variabilidad características.

Por otro lado, la capacidad del bentos para metabolizar los ingresos de materia orgánica derivados de un centro de cultivo depende de la tasa de acumulación y

composición de partículas orgánicas en el fondo, que a su vez depende del tamaño, densidad y composición de los pellets de alimento, **y de los niveles de oxígeno disuelto en el agua suprayacente al fondo.**

Finalmente, el patrón de corrientes en las inmediaciones de un centro de cultivo determina la dispersión de desechos orgánicos sólidos y, por lo tanto, el grosor y extensión de la capa de materia orgánica que el bentos debe metabolizar.

Tiempo de residencia y sus efectos sobre el ecosistema

Los tiempos de residencia estimados para la primavera fueron consistentemente mayores que los estimados para invierno, debido al efecto combinado de un menor aporte de agua dulce -reduciendo la circulación estuarina- y a un cambio en los vientos predominantes. Por otro lado, en primavera-verano hay un 200% de aumento en la productividad y flujo de carbono hacia capas profundas, lo que incrementaría la demanda de oxígeno en el sistema. Estos dos factores, i.e. aumento en los tiempos de residencia y mayor consumo de oxígeno por la materia orgánica producida *in situ*, deberían producir una disminución del oxígeno disuelto en esas capas profundas. Esto es consistente con lo observado en la campaña de verano (febrero 2009), en que se midieron concentraciones de 1 mL L^{-1} por debajo de aquellas observadas en las campañas previas.

Nutrientes

Los nutrientes presentaron diferencias en la estructura vertical, lo cual es atribuible a efectos bio-geoquímicos como fotosíntesis, respiración, mineralización y circulación, entre otros. La capa superficial, presentó menores concentraciones de nutrientes, que la capa profunda, lo cual implica un déficit o consumo de éstos. Esto permite inferir que las aguas provenientes del canal Chacao, Golfo Ancud y Seno Reloncaví son la principal fuente de micronutrientes al fiordo, ya que los ríos en general presentaron aguas relativamente oligotróficas. El desbalance de nitrógeno mostrado por la aplicación del modelo de cajas permitió inferir que el estuario sería un **importador de nutrientes.**

Oxígeno disuelto

Considerando los objetivos de este estudio, la trascendencia de la disponibilidad de oxígeno disuelto para los procesos biológicos y geoquímicos y los rangos registrados en las 4 sub-cuencas del Estuario Reloncaví, ésta debiese considerarse como una variable de estado de este ecosistema.

La distribución de oxígeno en la capa superficial presentó un máximo ubicado inmediatamente bajo la superficie con valores superiores a 8 mL L^{-1} en noviembre y valores superiores a 9 en verano, mientras que en la superficie misma los valores fluctuaron entre $6\text{--}7 \text{ mL L}^{-1}$ en noviembre y entre $5\text{--}6 \text{ mL L}^{-1}$ en febrero.

Bajo la capa superficial la distribución de oxígeno disuelto presenta un marcado gradiente horizontal entre la boca y la cabecera del Estuario, tanto en primavera como en verano. En primavera se observan valores cercanos a 4.5 mL L^{-1} en la sub-cuenca cercana a la boca y decrece hasta valores inferiores a 3 mL L^{-1} en la sub-cuenca cercana a la cabeza (cercanías de Ralún). En verano, los valores en esta capa varían de 3.5 mL L^{-1} en la boca, a valores inferiores a 2 mL L^{-1} cerca de Ralún.

En la capa intermedia el oxígeno decrece gradualmente. Sin embargo, en la sub-cuenca cercana a la boca del estuario hay una abrupta disminución de oxígeno a 250 m de profundidad observada en el crucero de noviembre. Es interesante analizar en mayor detalle las características de esta sub-cuenca. Esta alcanza profundidades mayores a 450 m, que son superiores a las profundidades de las cuencas adyacentes hacia el seno del Reloncaví e incluso en el golfo de Ancud.

Conocidos estos rangos de variación en la distribución y por ende disponibilidad de oxígeno para los procesos biogeoquímicos, es posible inferir que, al menos en el período fines de verano y principio de otoño, existe un alto riesgo de que se produzcan escenarios de hipoxia y anoxia que pueden tener efectos letales o subletales para la fauna nativa y para los recursos cultivados en el Estuario. Asimismo, estos períodos de mínimas de oxígeno, disminuyen significativamente la capacidad de oxidación de materia orgánica generada por los procesos naturales y por las actividades de acuicultura.

Se recomienda establecer los siguientes valores umbral para la concentración de oxígeno disuelto en el Estuario de Reloncaví, que puedan ser usados como elementos de decisión y de referencia del riesgo para las actividades de acuicultura (Tabla 48).

Tabla 48. Valores umbral para la concentración de oxígeno disuelto en cuatro zonas del estuario Reloncaví.

Subcuenca	Umbral de Hipoxia (mg*L ⁻¹)	Umbral de Hipoxia (mL*L ⁻¹)
Boca	4	5,7
Marimelli	4	5,7
Puelo	3	4,3
Cochamó	2,5	3,6

Diversidad y abundancia de fauna bentónica

Cuando se trazan curvas ABC, se observa que en general las estaciones bentónicas del estuario de Reloncaví no presentan condiciones de perturbación o estrés ambiental; las curvas de biomasa están por sobre las de abundancia. La única estación donde no se verifica esta tendencia es en la estación 6.2 (aledaña a un centro de cultivo), donde la curva de abundancia está por sobre la curva de biomasa, pudiendo indicar algún grado de contaminación. La materia orgánica y el alto porcentaje de limo en los sedimentos del estuario se encuentran normando las abundancias de las comunidades bentónicas del área. Es necesario establecer si las entradas de materia orgánica al sistema son de origen natural o antropogénico, por lo cual se requiere de marcadores específicos para determinar el origen de la materia orgánica en el sistema.

Recomendaciones

Adicionalmente a las evaluaciones ambientales anuales exigidas a los titulares de centros de cultivo es imprescindible implementar programas de monitoreo preventivos de variables y parámetros críticos que pueden representar un peligro de generar consecuencias negativas tanto sobre el ecosistema como sobre las actividades productivas. La tasa de renovación de las aguas profundas que entran a la cuenca y la demanda biológica de oxígeno deben ser indicadores a monitorear, especialmente durante la época de mayor riesgo de generación de escenarios de hipoxia o anoxia: fines de primavera-principios de otoño.

Para que la información obtenida desde los monitoreos realmente sirva para tomar decisiones en tiempo real, es imprescindible diseñar un sistema de monitoreo del oxígeno en tiempo real. Para ello, es necesario explorar tecnología e instrumentación que permita obtener registros continuos de oxígeno en al menos en 2 de las subcuencas evaluadas en este estudio: Boca-Marimelli y Puelo-Cochamó. Los registros de oxígeno debiesen integrarse en tiempo real en un modelo capaz de advertir sobre el riesgo de hipoxia en las siguientes horas o días.

La reciente aplicación de la obligación legal de establecer agrupaciones de concesiones por área bajo un esquema de coordinación de las operaciones, representa una valiosa oportunidad de establecer un programa de monitoreo que beneficie a todos los involucrados. La asociatividad entre los grupos de interés será crucial para precisar los escenarios de peligros y riesgos asociados a condiciones de hipoxia. Sin duda que la implementación y puesta en marcha de estos programas de monitoreo debiese concurrir el Estado no sólo por el financiamiento que ello conlleva sino por la necesidad de participar directamente en el establecimiento de líneas bases de ecosistemas que prestan servicios a numerosos intereses públicos y privados. En este mismo contexto, si se pretende establecer sistemas de monitoreo en tiempo real, será imprescindible disponer oportunamente de información productiva individual y colectiva.

DISCUSIÓN

La oceanografía de la zona de canales y fiordos del sur de Chile es determinada en general, por la interacción que se produce entre el agua dulce y el agua oceánica, que en conjunto generan una circulación tipo “estuarina”. Durante este estudio, la columna de agua se caracterizó por presentar permanentemente una delgada y oxigenada capa de agua de baja salinidad; que controla en gran medida, la distribución vertical de la densidad y nutrientes. Aunque el estuario muestra un patrón de circulación bien definido, existen importantes variaciones de baja frecuencia (sub-inerciales y sub-mareales) que están estrechamente relacionadas con variaciones en los vientos, cambios significativos en el aporte de agua dulce y perturbaciones que pueden generarse en la parte exterior del estuario.

Producto de las variaciones anuales de la radiación solar, típica de latitudes intermedias y la variabilidad del aporte de aguas dulces, como precipitación y ríos, la distribución vertical de los parámetros oceanográficos presentó una estructura de dos capas a lo largo del año: una superior bastante variable y otra más profunda, relativamente más homogénea, lo que le da al estuario de Reloncaví la característica de un sistema acuático fuertemente estratificado, con una notoria variabilidad temporal y espacial de las variables oceanográficas de salinidad y nutrientes. Los tiempos de residencia estimados para la primavera fueron consistentemente mayores que los estimados para invierno. Esto se debe principalmente al efecto combinado de un menor aporte de agua dulce, que reduce la circulación estuarina, y a un cambio en los vientos predominantes. A partir del mes de septiembre, los vientos comenzaron a soplar en forma persistente hacia la cabeza del fiordo, lo que contribuiría a frenar la ya disminuida circulación estuarina. Por otro lado, en primavera-verano hay un aumento en la productividad y flujo de carbono hacia capas profundas, lo que incrementaría la demanda de oxígeno en el sistema. Estos dos factores, i.e. aumento en los tiempos de residencia y mayor consumo de oxígeno por la materia orgánica producida *in situ*, deberían producir una disminución del oxígeno disuelto en esas capas profundas. Esto es consistente con lo observado en la campaña de verano (febrero 2009), en que se midieron concentraciones de 1 mL L^{-1} por debajo de aquellas observadas en las campañas previas. La comparación de los fiordos chilenos con otros fiordos de altas latitudes no es simple, ya que presentan diferencias morfológicas importantes. Tal es el

caso de las rías Gallegas que son relativamente someras ($\approx 30\text{m}$) y de rápida renovación ($\approx 3\text{días}$) (Prego, 1992 y Prego *et. al.*, 2007) y los fiordos Noruegos que son muy profundos ($\approx 1000\text{m}$), y de baja renovación ($\approx 2\text{años}$) (Wulff, 2001). En este caso el estuario en estudio, presentó una profundidad máxima de 450m en su boca y tiempos de renovación promedio desde aproximadamente 10 días hasta 7 meses a través de sus diferentes cuencas.

Las mediciones de producción primaria bruta (GPP), respiración comunitaria (RC), producción secundaria bacteriana (PSB) y tasas de sedimentación nos permitieron caracterizar los principales flujos de carbono durante el período productivo (principio de primavera hasta fines de otoño) y no productivo (invierno) en el área de estudio. Las mayores tasas de GPP se registraron durante octubre, febrero y mayo ($0.35 - 3.83 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$; estación productiva) y las más bajas en agosto ($0.1-0.2 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$; estación no productiva). Los cambios estacionales del sistema fueron también reflejados en la RC y PSB. La RC mostró valores entre $0.33 - 4.79 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ y $0.05 - 0.40 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ durante la productiva y no productiva estación, respectivamente. Los valores de PSB variaron entre $0.05-0.6 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ durante la estación productiva y entre $0.05-0.17 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ durante la no productiva. La fuerte y significativa correlación encontrada entre GPP y RC (Spearman, $r = 0.9$; $p < 0.05$; $n = 12$) sugiere un alto grado de acoplamiento entre la síntesis de materia orgánica y su uso por la comunidad microplánctónica. Excepto para el período de invierno, fuertes correlaciones fueron encontradas entre PSB con GPP (Spearman, $r = 0.9$, $p < 0.05$, $n = 6$) y con RC (Spearman, $r = 0.8$, $p < 0.05$, $n = 6$), situación que sugiere que las bacterias están procesando una importante fracción de la materia orgánica producida por el fitoplancton (8–59%) en el estuario Reloncaví. Durante invierno, la utilización de carbono bacteriano como un porcentaje de la GPP fue mayor al 100%, sugiriendo el uso de carbono alóctono (que ingresa al sistema) por parte de las bacterias durante los meses de baja GPP (invierno, agosto). Bajas tasas de GPP asociadas con un incremento de la contribución del fitoplancton de menor tamaño ($<5 \mu\text{m}$) a la biomasa autótrofa, confirman la importancia del picoplancton ($<5 \mu\text{m}$) y las bacterias en el flujo de carbono durante los meses menos productivos del invierno. Las mínimas tasas de sedimentación de pellets fecales observadas durante este período, también sugieren que la mayoría del carbono producido localmente es reciclado dentro del anillo microbioal. En contraste, durante la estación productiva el área de

estudio exhibe un gran potencial para exportar materia orgánica (lateralmente y hacia los sedimentos). En este período, la presencia de fitoplancton de gran tamaño ($>20\ \mu\text{m}$), las altas tasas de sedimentación de pellets fecales y el incremento en la abundancia de microzooplancton (dinoflagelados y ciliados) que fue observado puede indicar que una cadena alimenticia microbial conectada a la clásica cadena herbívora puede prevalecer en el área de estudio, y que la transferencia de carbón hacia niveles tróficos superiores es probablemente mediada por protistas heterótrofos y mesozooplancton. Similares resultados han sido reportados por Vargas et al. (2008) para el mar interior de Chiloé (41.5° – 43°S).

En ambientes marinos los sedimentos juegan un papel fundamental para los flujos biogeoquímicos, por ser receptores de casi todos los elementos provenientes del continente, así como de los compuestos resultantes de la actividad acuícola. Cambios en su composición, trae consigo modificaciones en las comunidades bentónicas que sustentan (Buschmann et al., 2006). Los rangos de los valores de las variables ambientales estimadas durante este estudio, concuerdan en general con lo reportado por estudios previos realizados en la zona (Silva et. al., 1998; Silva & Prego, 2002; Astorga & Silva, 2005). No obstante, en relación a las variables biológicas, se incrementa el número de especies y el índice de riqueza de especies, en comparación a lo señalado por Bravo (2005). Se destaca que tanto la materia orgánica como el alto porcentaje de limo encontrado en los sedimentos del estuario, estarían normando la abundancia que presentan las comunidades bentónicas del estuario. Bajas biomásas fueron registradas en estaciones asociadas a la descarga del río Puelo y a estaciones ubicadas bajo balsas jaulas, lugar que se encuentran expuesto a una fuerte corriente. Sin embargo, no existen diferencias significativas en la composición de los ensambles faunísticos en relación a las estaciones asociadas a centros de cultivo o no.

Los resultados que se han obtenido durante este estudio con respecto a la capacidad de carga; tanto para la actividad de mitilicultura como de salmonicultura, han dejado en claro la disparidad que puede existir entre secciones del fiordo, tanto en términos del parámetro ambiental crítico como en las densidades máximas permisibles dados los criterios de calidad ambiental establecidos.

En el caso de la mitilicultura, la cabeza del fiordo presenta una sub-cuenca (Cochamó) somera con aproximadamente 100m de profundidad, en la cual la productividad primaria y biomasa fitoplanctónica es menor que el resto del sistema (González et al 2010), por lo que la capacidad de carga de esta microcuenca debe ser evaluada de manera independiente ya que no presenta el mismo patrón de productividad que el resto del fiordo. Las otras sub-cuencas (Puelo, Marimelli y Boca) que sustentan una mayor biomasa fitoplanctónica y materia orgánica particulada, deben considerarse como sectores aptos para sustentar una mayor biomasa de mitílidos. Estas observaciones deben ser incorporadas para poder refinar las estimaciones de capacidad de carga. La incorporación de más grupos funcionales (peces de cultivo, peces pelágicos y bentónicos, otros organismos bentónicos, etc.), variabilidad estacional de la producción de mitílidos, así como mejores estimaciones de la biomasa de bancos naturales también deben ser incluidas para mejorar la evaluación de la capacidad de carga de éste y otros ecosistemas mediante la aplicación de este tipo de modelos. Las estimaciones realizadas en este estudio a su vez solo contemplan una parte del sistema trófico del fiordo, por lo que la capacidad de carga se encuentra sobreestimada. La aplicación de este tipo de modelo puede constituir una herramienta útil y aplicable en la elaboración de límites precautorios para la capacidad de carga para el cultivo de organismos filtradores. Sin embargo, se debe tener en cuenta que para la correcta evaluación se debe contar con suficiente información para reducir el grado de incertidumbre y con ello poder desarrollar planes de desarrollo sustentables acorde con la realidad de cada ecosistema. Es por ello que a modo de enfoque precautorio y dado la ausencia de información de algunos grupos tróficos, se sugiere que la biomasa de mitílidos en el fiordo nunca debiese superar la capacidad de carga ecológica a nivel de fiordo estimada en ~85000 ton.

En el caso de la salmonicultura en la mayor parte del fiordo, el parámetro ambiental crítico fue la concentración de oxígeno en la columna de agua (i.e. fue más sensible que aumentos en la concentración de amonio o disminuciones en el oxígeno disuelto en el agua de fondo). En el sector de Cochamó, en cambio, el cultivo de salmónidos estuvo inicialmente limitado por la concentración de oxígeno disuelto cerca del fondo. Sólo después de (virtualmente) haber cambiado la orientación del centro de cultivo con respecto

a la corriente dominante, fue posible llevar la densidad máxima permisible a niveles similares a los utilizados en la industria.

Las estimaciones de densidad máxima permisible aquí generadas, y su variación con respecto al parámetro ambiental crítico y a la disposición espacial del centro del cultivo, constituyen una valiosa herramienta para el manejo del impacto ambiental de la salmonicultura en este sistema acuático. Ambos predictores de la densidad máxima son relevantes, factibles de implementar y monitorear, y constituyen dos aspectos de la salmonicultura que debieran investigarse con mayor profundidad en el futuro cercano.

CONCLUSIONES

1. El estuario Reloncaví presenta en superficie una delgada y oxigenada capa de agua de baja salinidad, que controla en gran medida, la distribución vertical de la densidad y nutrientes.
2. Las corrientes promedio de la capa superficial están principalmente controladas por el patrón de vientos y la descarga de ríos, mientras que las corrientes sub-superficiales siguen en general el efecto relativo de la marea.
3. Las velocidades de corrientes se intensifican en sectores donde la topografía de fondo varía abruptamente a lo largo del fiordo. Las corrientes residuales mostraron una asimetría del flujo en la dirección transversal, con máximas velocidades al lado izquierdo del fiordo, sugiriendo una importante influencia de la rotación terrestre en la dinámica submareal del fiordo.
4. Los gradientes verticales de velocidad horizontal del estuario contribuyen a que la mezcla entre la capa superficial y profunda sea significativa, favoreciendo los flujos verticales (diapícnos) de sal, nutrientes, oxígeno y otros constituyentes disueltos.
5. Los tiempos de residencia de las aguas del estuario Reloncaví variaron entre 14 y 30 días en épocas de primavera-verano, respectivamente. A nivel de sub-cuenca el tiempo de residencia varió entre 11 y 84 días durante invierno, y entre 13 y 202 días durante primavera.
6. La dinámica poblacional de la biomasa autótrofa y heterótrofa en la columna de agua mostró una marcada variabilidad estacional, indicando que durante las estaciones productivas del ciclo anual (primavera, verano, otoño) el área de estudio exhibe un gran potencial para exportar materia orgánica, mientras que en invierno la materia orgánica producida es principalmente reciclada dentro del anillo microbiano.

7. La estructura comunitaria y la abundancia de las comunidades bentónicas de fondos blandos, están directamente relacionados con el contenido de materia orgánica y la granulometría que presente el sedimento.
8. El modelo de balance trófico determina que la capacidad de carga del cultivo de mitílidos dentro del estuario no puede exceder las 85570 toneladas.
9. El modelo MOM indica que la capacidad de carga para el cultivo de salmónidos dentro del estuario, no debería sobrepasar las 7000 toneladas en la boca del estuario, las 5000 toneladas en el sector de Marimelli y las 2000 toneladas en Puelo. En Cochamó, si los centros se orientan en un ángulo de al menos 20° con respecto a la corriente principal, se podría mantener un total de 1500 toneladas de biomasa viva en el agua.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acha, E.M., Mianzan, H.W., Guerrero, R.A., Favero, M., Bava, J. 2004. Marine fronts at the continental shelves of austral South America: Physical and ecological processes. *Journal of Marine Systems* 44, 83-105.
- Antezana, T. (1999) Plankton in southern Chilean fjords: trends and linkages. *Scientia Marina* 63 (Suppl. 1): 69-80.
- Araya, J., R. Vieira & M. Suárez (2005) Formas paraglaciares subyacentes a los sedimentos superficiales en el sistema submarino Reloncaví, Norpatagonia. *Informes Preliminares crucero CIMAR 10 Fiordos*, 225-231.
- Arnaldo P. (1995). Estudio del rendimiento carneo de *Mytilus chilensis* (Hupe, 1984) y su relación con la fijación de semillas en el canal Caicaen, sur de Chile. Tesis de grado, Biología Marina. Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile. Valdivia. Chile.
- Bastén, J. & A. Clement. 1999. Oceanografía del estuario de Reloncaví, X Región de Chile. *Cien. Technol. Mar*, 22: 31-46.
- Bretos, M. 1978. Growth in the keyhole Limpet *Fissurella crassa* in Northern Chile. *The Veliger* 21(2): 268-273.
- Buschmann, A.H., V. A. Riquelme, M. C. Hernández-González, L. A. Henríquez, P. A. Vergara, R. Guíñez, and L. Filún. 2006. A review of the impacts of salmonid farming on marine coastal ecosystems in the southeast Pacific. *ICES Journal of Marine Science* 63:1338-1345.

- Bustos, C.A., F Balbontín & M.F. Landaeta (2007) Spawning of the southern hake *Merluccius australis* (Pisces: Merluccidae) in Chilean fjords. *Fisheries Research* 83: 23-32.
- Cáceres, M., A. Valle-Levinson, H. Sepúlveda & K. Holderied (2002) Transverse variability of flow and density in a Chilean fjord. *Continental Shelf Research* 22: 1683-1698.
- Cáceres M, A Valle-Levinson & L Atkinson (2003) Observations of cross-channel structure of flow in an energetic tidal channel. *Journal of Geophysical Research* 108 (C4), 31141-10.
- Cáceres, M., A. Valle-Levinson, C. Molinet, M. Castillo, M. Bello & C. Moreno (2006) Lateral variability of flow over a sill in a channel of southern Chile. *Ocean Dynamics*. 56 (3-4), 352-359.
- Callier M.D., Weise A.M., McKindsey C.W. & Desrosiers G. (2006). Sedimentation rates in a suspended mussel farm (Great-Entry Lagoon, Canada): biodeposit production and dispersion. *Marine Ecology Progress Series*, 322: 129–141.
- Carrasco, C. & N. Silva (2005) Distribución de temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y nutrientes entre Puerto Montt y Boca del Guafo. *Informes Preliminares crucero Cimar 10 Fiordos*, p. 35-45.
- Carrasco, C. & N. Silva (2006) Distribución de temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y nutrientes entre Puerto Montt y Boca del Guafo. *Informes Preliminares crucero Cimar 11 Fiordos*, p. 37-47.
- Carrasco C. & N. Silva. “Comparación de las características oceanográficas físicas y químicas presentes en la zona de Puerto Montt a la boca del Guafo entre la primavera

y el invierno de 2004 y entre las primaveras de 2004 y 1995.”. XXVIII Congreso de Ciencias del Mar. Viña del Mar. 26-30 de mayo de 2008. Libro Resúmenes pp.121.

Clarke KR. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117-143.

Clarke, K.R., R.M. Warwick. 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 172 pp. PRIMER-E, Plymouth, UK.

Clarke, K.R., R. N. Gorley. 2001. PRIMER v5: User Manual/Tutorial. PRIMER-E: Plymouth. 91 pp.

Clement, A., A. Grunewald, A. Aguilera and X. Rojas 2002. Water column condition in fjord subject to intense fish farming. Aquaculture, environment, and marine phytoplankton: proceedings of a Workshop. Ifremer, Brest 21-23 de Mayo de 2001. Páginas 31-40. Editado por Geneviève Arzul.

Cosper T.C. & Reeve M.R. (1975) Digestive efficiency of the chaetognath *Sagitta hispida* Conant. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 17: 33-38.

Christensen V. & Pauly D. (Editors.) (1993). Trophic models of aquatic ecosystems. In: ICLARM Conference Proceedings, vol. 26. International Center for Living Resources Management, Manila. 390 pp.

Christensen V., Walters C. & Pauly D. (2000). Ecopath with Ecosim: a User's Guide, October 2000. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, Canada and ICLARM, Penang, Malaysia, 130 pp

Christensen V. & Walters, C. (2004). Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. *Ecol. Model.* 172, 109-139.

- Daneri G. 1992. Primary production studies in the southern bight of the North Sea with reference to *Phaeocystis sp.* and its adaptation to varying photon flux densities. Thesis Ph.D. University of Southampton. Department of Oceanography.
- Deibel D. (1998). Feeding and metabolism of Appendicularia. In: Bone, Q. (Ed.), *The Biology of Pelagic Tunicates*. Oxford. University Press, Oxford, pp. 139–150.
- Dilling L. & Alldredge A.L. (1993) Can chaetognath fecal pellets contribute to carbon flux? *Marine Ecology Progress Series*, 92:51–58
- ECASA project (2004 – 2007). www.ecasatollbox.org.uk
- Edler L. (1979). Recommendations for marine biological studies in the Baltic Sea. *Publ. Balt. Mar. Biologists*. 5: 1 – 38.
- Ervik, A., P. K. Hansen, J. Aure, A. Stigebrandt, P. Johannessen, and T. Jahnsen. 1997. Regulating the local environmental impact of intensive marine fish farming I. The concept of the MOM system (Modelling-Ongrowing fish farms-Monitoring). *Aquaculture* 158:85-94.
- FAO. Aquaculture development4. Ecosystem approach to aquaculture. *FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries*. No. 5, Suppl. 4. Rome, FAO. 2010. 53p.
- Farmer, D.M. & H.J. Freeland. , 1983. The Physical Oceanography of Fjords. *Prog. Oceanog.* Vol. 12, pp. 147-220.
- Flemming B. & Delafontaine M. (1994). Biodeposition in a juvenile mussel bed of the east Frisian Wadden Sea (Southern North Sea). *Aqua Eco* 28 (3), 289–297.
- Fowler S.W. & Small L.F. (1972) Sinking rates of euphausiid fecal pellets. *Limnology and Oceanography*, 17:293–296

- Folk, R.L. 1974. Petrology of Sedimentary Rocks. Hemphill, Texas 181 pp.
- Fuhrman JA., Azam F. 1982. Thymidine incorporation as a measure of heterotrophic bacterioplankton production in marine surface waters: evaluation and field results. *Marine Biology* 66: 109–120.
- Gallienne C. P. & Robins D. B. (2001) Is *Oithona* the most abundant copepod in the world's oceans? *Journal of Plankton Research*, 23, 1421–1432.
- Giesecke R. & González H. E. (2004). Feeding of *Sagitta enflata* and vertical distribution of chaetognaths in relation to low oxygen concentrations. *Journal of Plankton Research*, 26: 475-486.
- Giesecke R., González H.E. & Bathmann, U. (2010). The role of the chaetognath *Sagitta gazellae* in the vertical carbon flux of the Southern Ocean, *Polar Biology*, 33: 293:304
- González, H. E., Ortiz, V. & Sobarzo, M. 2000. The role of faecal material in the particulate organic carbon flux in the northern Humboldt Current, Chile (23°S), before and during the 1997-1998 El Niño. *J. Plankton Res.*, 22: 499-529.
- González H.E., Calderón M.J., Castro L., Clement A., Cuevas L.A., Daneri G., Iriarte J.L., Lizárraga L., Martínez R., Menschel E., Silva N., Carrasco C., Valenzuela C., Vargas C.A. & Molinet C. (2010). Primary production and its fate in the pelagic food web of the Reloncaví Fjord and plankton dynamics of the Interior Sea of Chiloé, Northern Patagonia, Chile. *Marine Ecology Progress Series*, 402: 13-30.
- Günter T.M., Hammers-Wirtz U., Hommenc M., Rubachd H & Rattea. (2009). Development and validation of an individual based *Daphnia magna* population model: The influence of crowding on population dynamics. *Ecological Modelling*, 220: 310–329.

- Gordon, Jr., D.C., P. R. Boudreau, K. H. Mann, J. E. Ong, W. L. Silvert, S. V. Smith, Wattayyakorn, F. Wulff & T. Yanagi, 1996. LOICZ Biogeochemical Modelling Guidelines. LOICZ Report & Studies, Texel, The Neatherlans, 96 pp.
- Hammer, O., D. Harper, P. Ryan 2001. PAST: paleontological statistics software for education and data analysis. *Paleontología Electrónica* 4: 1-9.
- Hansell D & Carlson C (2002). *Biogeochemistry of Marine Dissolved Organic Matter*. Academic Press, San Diego, CA (USA), 774 pp.
- Hansen, P. K., A. Ervik, M. Schaanning, P. Johannessen, J. Aure, T. Jahnsen, and A. Stigebrandt. 2001. Regulating the local environmental impact of intensive, marine fish farming II. The monitoring programme of the MOM system (Modelling–Ongrowing fish farms–Monitoring). *Aquaculture* 194:75-92.
- Hass, L. 1982. improved epifluorescence microscopy for observing planktonic micro-organisms. *Ann. Inst. Océanogr.* 58: 261-266
- Hirst A., Roff J. & Lampitt R., (2003). A synthesis of growth rates in marine epipelagic invertebrate zooplankton. *Advances in Marine Biology*, 44: 1–142.
- Iriarte, J.L., González H. E., Liu K. K., Rivas C. & Valenzuela C. 2007. Spatial and temporal variability of chlorophyll and primary production in surface waters of southern Chile (41, 5-43°S). *Est. Coastal Shelf Sci.* 74: 471-480.
- Iriarte, J.L., Kusch, A., Ruiz, M., 2001. Phytoplankton biomass in the sub-Antarctic area of the Straits of Magellan (53_S), Chile during spring-summer 1997-1998. *Polar Biology* 24, 154-162.

- Jiang W. & Gibbs M.T. (2005) Predicting carrying capacity of bivalve shellfish culture using a steady, linear food web model. *Aquaculture*, 244: 171-185
- Jongman, R.H., C.J. Terbraak, OF VAN TONGEREN. 1995. *Data Analysis in Community and Land Landscape Ecology*. Cambridge University Press
- Kavanagh P., Newlands N., Christensen V. & Pauly D. (2004). Automated parameter optimization for Ecopath ecosystem models. *Ecological Modelling*, 172, 141-149.
- Kjørboe T. (2003). [High turnover rates of copepod fecal pellets due to *Noctiluca scintillans* grazing](#). *Marine Ecology Progress Series*. 258: 181-188.
- Knap AH., Michaels AF., Dow RL., Johnson RJ., Gundersen K., Sorensen JC., Clos AR., Howse FA., Hammer M., Bates N., Doyle A., Waterhouse, T. 1993. US Joint Global Flux Study, Bermuda Atlantic Time-series Study. BATS Methods Manual, Version 3, Woods Hole, MA.
- Labarta U., Fernandez-Reiriz M.J. Navarro J.M. & Velasco A. (2002) Enzymatic digestive activity in epifaunal (*Mytilus chilensis*) and infaunal (*Mulinia edulis*) bivalves in response to changes in food regimes in a natural environment *Marine Biology* 140: 669–676.
- Lambshead, P.J.D., H.M. Platt & K.M. Shaw. 1983. The detection of differences among assemblages of marine benthic species based on an assessment of dominance and diversity. *Journal of Natural History*. 17: 859-874.
- Landaeta, M.F. & L.R. Castro, 2006. Larval distribution and growth of the rockfish, *Sebastes capensis* (Sebastidae, Pisces), in the fjords of southern Chile. *ICES Journal of Marine Science* 63: 714-724.

- Larson R. J. (1986). Changes in the standing stocks, growth rates, and production rates of gelatinous predators in Saanich Inlet, British Columbia. *Marine Ecology Progress Series*. 33: 89-98.
- Lee, S. & J. Fuhrman (1987). Relationship between biovolume and biomass of naturally-derived marine bacterioplankton. *Appl. Environm. Microb.* 53: 1298-1303.
- van Leeuwena B, Augustijn D.C.M., vanWesenbeeck., B.K., Hulscher, S.J.M.H., de Vriesb M.B. (2009). Modeling the influence of a young mussel bed on fine sediment dynamics on an intertidal flat in the Wadden Sea. *Ecological Engineering* (in press).
- León, J.E. 2005. Influencia del caudal del río Puelo sobre la salinidad y concentración de oxígeno disuelto en el Estuario de Reloncaví, Llanquihue, Chile. Tesis de Magíster, Universidad Austral de Chile, 74 p.
- Leontief W.W. (1951). *The structure of the U.S. economy*. 2nd ed. Oxford University Press, New York.
- McKindsey C.W., Lecuona M, Huot M. & Weise A.M. (2009). Biodeposit production and benthic loading by farmed mussels and associated tunicate epifauna in Prince Edward Island. *Aquaculture* 295: 44–51
- Mejias P., (1999). Abundancia y distribución vertical de los eufáusidos frente a Antofagasta (22°40' – 24°00'S); efecto de la temperatura y la disponibilidad de alimento. *Marine Biology thesis dissertation*. Faculty of Sciences. Universidad Austral de Chile. Valdivia, Chile. 62 pp.
- Miller D.C., Norkko A. & Pilditch C.A. (2002) Influence of diet on dispersal of horse mussel *Atrina zelandica* biodeposits. *Marine Ecology Progress Series*, 242: 153–167.
- Mook, D., C.H. Hoskin. 1982. *Estuarine Coastal and Science* 15: 697–699

- Navarro J. M. & Winter J. E. (1982) Ingestion Rate, Assimilation Efficiency and Energy Balance in *Mytilus chilensis* in Relation to Body Size and Different Algal Concentrations. *Marine Biology* 67, 255-266.
- Neira, K., M.Palma. 2007. Estructura de la macrofauna en ambientes óxicos de Bahía Coliumo, region del Bio-Bio, Chile central. *Gayana* 71(2): 156-169.
- Niemeyer, H. & P. Cereceda. 1984. Hidrografía. En: Geografía de Chile. Vol. 8. Instituto Geográfico Militar (eds.), 320 pp.
- Niklitschek E., Toledo P., Hernández E., Nelson J., Soule M., Herranz C., Murillo C., Valenzuela X. (2009). Identificación y evaluación hidroacústica de pequeños pelágicos en aguas interiores de la X Y XI Regiones, Año 2007. Proyecto Fip 2007-05.
- Odum W. E., Heald E. J. (1975). The detritus-based food web of an estuarine mangrove community. In: Cronin, L. E. (Editor) *Estuarine Research*, vol. 1. Academic Press, New York. 265-286 pp.
- Pacanowski, R. C., and S. G. H. 1981. Philander, Parameterization of Vertical Mixing in. *Numerical Models of Tropical Oceans*, *J. Phys. Oceanogr.* 11, 1443-1451.
- Paffenhofer G.-A. (1975). On the biology of appendicularia of the southeastern North Sea. In: *The 10th Europ. Symp. Mar. Biol.*, vol. 2, Ostend, Belgium, September 1975, pp. 437-455.
- Parsons TR, Maita Y, Lalli CM. 1984. *A Manual of Chemical and Biological Methods for Seawater Analysis*. Pergamon Press, Oxford, pp. 173.
- Pauly, D., Christiansen, V. & Walters, C. (2000). Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *ICES J. Mar. Sci.*, 57: 697-706.

- Paves H. & González H.E. (2008). Carbon fluxes within the pelagic food web in the coastal area off Antofagasta (23°S), Chile: The significance of the microbial versus classical food webs. *Ecological Modelling*. 212: 218–232.
- Pavez, M., Castro, L. & González, H.E., (2006). Across shelf predatory impact of *Pleurobrachia* sp. (Ctenophora) on the small-copepods community in the coastal upwelling zone off Mejillones, northern Chile: springs 2000–2002. *Journal of Plankton Research*, 28: 115–129.
- Pickard, G. 1971. Some physical oceanographic features of inlets of Chile. *J. Fish. Board Can.*, 28: 1077-1106.
- Pielou, E.C. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*. 13: 131-144
- Pizarro, G., Iriarte, J.L., Montecino, V., Blanco, J.L., Guzmán, L., 2000. Distribución de la biomasa fitoplanctónica y productividad primaria máxima de fiordos y canales australes (47°50'S) en octubre 1996. *Ciencia y Tecnología del Mar* 23, 25-48.
- Pizarro, O., C. Hormazabal, W. Rojas, E. Navarro (2007). Observaciones directas de corriente mediante ADCPs anclados en el fiordo Reloncaví: Contribución al crucero CIMAR Fiordo XII. Documento Interno, Departamento de Geofísica, Universidad de Concepción.
- Polovina, J. J. (1984). Model of a coral reef ecosystem. 1. The ECOPATH model and its application to French frigate shoals. *Coral Reefs*. 3, 1-11
- Porter K. & Y. Feig (1980). The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. *Limnol. Oceanogr.* 25: 943-948.

- Prego, R., Fraga, F., 1992. A simple model to calculate the residual flows in a Spanish ria. Hydrographic consequences in the ria of Vigo. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 34, 603-615.
- Prego, R., D. Guzmán-Zuñiga, Manuel Varela, Moncho Gómez-Gesteira and Maite De Castro. 2007. Consequences of winter upwelling events on biogeochemical and phytoplankton patterns in a western Galician ria (NW Iberian peninsula). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* Volume 73, 409-422 pp.
- Purcell J. (1983). Digestion rates and assimilation efficiencies of siphonophores fed zooplankton prey. *Marine Biology*, 73:257–261.
- Purcell J & P Kremer. (1983). Feeding and the metabolism of the siphonophore *Sphaeronectes gracillis*. *Journal of Plankton Research*. 5(1): 95-106.
- Reeve MR, Walter MA, & Ikeda T (1978) Laboratory studies of ingestion and food utilization in lobate and tentaculate ctenophores. *Limnology and Oceanography*. 23:740–751
- Ríos, C. E. Mutshke, E. Morrison. 2003. Biodiversidad bentónica sublitoral en el Estrecho De Magallanes, Chile. *Revista de Biología Marina* 38(1): 1-12.
- Rosón, G., Álvarez-Salgado, X.A., Pérez, F.F., 1997. A non-stationary box model to determine residual fluxes in a partially mixed estuary, based on both thermohaline properties: Application to the Ria de Arosa (NW Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 44, 249-262.
- Sánchez, N., 2007. Variación estacional y tasas de ingestión del zooplancton quitinoso dominante en el fiordo de Comau (décima región, Chile) durante 2005-2007. Tesis de grado, *Biología Marina*. Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile. Valdivia. Chile.

- Sanderson, J. C., C. J. Cromey, M. J. Dring, and M. S. Kelly. 2008. Distribution of nutrients for seaweed cultivation around salmon cages at farm sites in north-west Scotland. *Aquaculture* 278:60-68.
- Scheinberg R, Landry M. & Calbet A. (2005). Grazing of two common appendicularians on the natural prey assemblage of a tropical coastal ecosystem. *Marine Ecology Progress Series*, 294: 201–212.
- Sernapesca (2008). Anuario Estadístico de Pesca 2008. Departamento de Información y Estadística Pesquera. Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción, Chile.
- Servicio País Informe (2003). Catastro de bancos naturales de mitílidos en el estuario Reloncaví. pp. 42.
- Silva N., Calvete C., & Sievers H. 1997. Características oceanográficas físicas y químicas de canales australes chilenos entre Puerto Montt y la laguna San Rafael (Crucero CIMARFIORDO 1). *Cienc. Tecnol. Mar*, 20:23-106.
- Silva, N., C. Calvete & H. Sievers (1998) Masas de agua y circulación general para algunos canales australes entre Puerto Montt y Laguna San Rafael, Chile (Crucero Cimar-Fiordo 1). *Ciencia y Tecnología del Mar* 20: 17-48.
- Silva, N., R. Prego. 2002. Carbon and nitrogen spatial segregation and stoichiometry in the surface sediments of southern chilean inlets (41°-56'S). *Estuarine and Continental Shelf Science*. 55: 763-775.
- Simon, M., Azam, F., 1989. Protein content and protein synthesis rates of planktonic marine bacteria. *Mar. Ecol.-Prog. Ser.* 51, 201–213.

- Sokal, R., P. Rohlf 1998. Biometry: the principles and practice of statistics in biological research. W. H. Freeman and Company, New York 859 pp.
- Soto, R.E., J.C., Castilla, F. Bozinovic. 2004. Conducta de forrajeo del gastrópodo *Acanthina monodon* Pallas, 1774 (Gastropoda: Muricidae) en el intermareal rocoso de Chile central. Revista Chilena de Historia Natural 77: 157-175.
- Soto, D., F. Norambuena 2004. Evaluation of salmon farming effects on marine systems in the inner seas of southern Chile: a large-scale mensurative experiment. J. Appl. Ichthyol. 20: 493- 501 pp.
- Steemann-Nielsen, E. 1952. The use of radiocarbon (^{14}C) for measuring organic production in the sea. Journal Conseil Perm. International Explore Mer 18, 117-140.
- Stigebrandt, A. & Aure, J.1989, Vertical mixing in the basin waters of fjords. J. Phys. Oceanogr., 19, 917-926.
- Stigebrandt, A., Aure, J. & Molvær, J.1996, Oxygen budget methods to determine the vertical flux of particulate organic matter with application to the coastal waters off western Scandinavia. Deep-Sea Research II, 43, 7-21.
- Stigebrandt, A. 1999. MOM (Monitoring - Ongrowing fish farms - Modelling) Turnover of energy and matter by fish : A general model with application to salmon. Institute of Marine Research, Bergen, Norway.
- Stigebrandt, A., J. Aure, A. Ervik, and P. K. Hansen. 2004. Regulating the local environmental impact of intensive marine fish farming III. A model for estimation of the holding capacity in the Modelling–Ongrowing fish farm–Monitoring system. Aquaculture 234:239-261.

- Stoecker D.K., Gifford D.J. & Putt M. (1994). Preservation of marine planktonic ciliates: losses and cell shrinkage during fixation. *Marine Ecology Progress Series*, 110: 293-299.
- Strickland JDH. 1960. Measuring the production of marine phytoplankton. *Bull. Fish. Res. Board Can.* 122: 1 – 72.
- Strub P.T., J.M. Mesías, V. Montecino, J. Rutllant & S. Salinas (1998) Coastal ocean circulation off western South America. En: *The Sea* 11, 273-313.
- Sun J. & D. Liu (2003). Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *J. Plankton Res.*, 25(2): 1331-1346.
- Tapia, F. y S. Giglio. 2010. Modelos para la Evaluación de la Capacidad de Carga de Fiordos Aplicables a Ecosistemas del Sur de Chile. Ed. P. Moreno (WWF).
- Ulanowicz R. E. (1986). *Growth and development: ecosystems phenomenology*. Springer Verlag, New York. 203 pp.
- Ulanowicz, R.E. & Puccia, C.J. (1990). Mixed trophic impacts in ecosystems. *Coenoses* 5, 7 –16.
- Utermöhl H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton – Methodik. *Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.* 9:1-39.
- Uye, S.I., Naganon N., Hidenori Tamaki, H. 1996. Geographical and Seasonal Variations in Abundance, Biomass and Estimated Production Rates of Microzooplankton in the Inland Sea of Japan. *J. Oceanogr.* Vol. 52:689-703.

- Valle-Levinson A, F Jara, C Molinet & D Soto (2001) Observations of intratidal variability of flows over a sill-contraction combination in a Chilean fjord. *Journal of Geophysical Research* 106(C4): 7051-7064.
- Valle-Levinson A, N Sarkar, R Sanay, D Soto & J León (2007) Spatial structure of hydrography and flow in a Chilean fjord, Reloncaví Estuaries.
- Vargas C.A., Martínez, R. Cuevas L.A. Pavéz M. Cartes C. González, H.E. Escribano, R. & Daneri, G. (2007) The relative importance of microbial and classical food webs in a highly productive coastal upwelling area. *Limnology and Oceanography*, 52 (4): 1495 – 1510.
- Vargas CA, Martinez RA, González HE, & Silva N (2008) Contrasting trophic interactions of microbial and copepod communities in a fjord ecosystem, Chilean Patagonia. *Aquatic Microbial Ecology*, 53: 227 – 242.
- Verity P. & Ch. Langdon (1984). Relationships between lorica volume, carbon, nitrogen, and ATP content of tintinnids in Narragansett Bay. *J. Plankton Res.*, 6: 859-868.
- Wicks R.J., Roberts RD. 1987. The extraction and purification of DNA labelled with [methyl-3H] thymidine in aquatic bacterial production studies. *J Plankton Res* 9 (6): 1159 – 1166.
- Williams PJLeB., Jenkinson NW. 1982. A transportable micro-processor-controlled precise Winkler titration suitable for field station and shipboard use. *Limnology and Oceanography* 27: 576 – 584.
- Winberg, G. G. (1956). Rate of metabolism and food requirements of fishes. *Trans. Fish. Res. Bd. Can.* 253, 1-202.

Winter J.E. & Navarro J.M (1982). Estudio ecológico, físico químico, planctónico y de alimentación de *Mytilus chilensis*, basado en las mitiliculturas de Turbidad, Huidad y Yaldad (Chiloe). Facultad de Ciencias, Centro de Investigaciones Marinas, pp. 304.