

I N S T I T U T O D E F O M E N T O P E S Q U E R O



INFORME FINAL

Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados para
actividades de acuicultura en la zona sur de Chile (Octava
Etapa)

SUBSECRETARIA DE ECONOMÍA y EMT / octubre 2021



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISIÓN DE INVESTIGACIÓN EN ACUICULTURA

I N S T I T U T O D E F O M E N T O P E S Q U E R O



INFORME FINAL

Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados
para actividades de acuicultura en la zona sur de
Chile (Octava Etapa)

SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA y EMT / octubre 2021

REQUIRENTE

**SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA Y
EMPRESAS DE MENOR TAMAÑO**

Subsecretario de Economía
y Empresas de menor Tamaño
Julio Pertuzé Salas

EJECUTOR

INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO, IFOP

Director Ejecutivo

Luis Parot Donoso

Jefe División Investigación en Acuicultura

F. Leonardo Guzmán Méndez

JEFE PROYECTO

Nicole Pesse Lastra

AUTORES

Marcela Arriagada Ortega

Carolina Oyarzo Rösner

Claudia Pérez Sáez

Nicole Pesse Lastra

Elías Pinilla Matamala

Pablo Riquelme Torres

Oliver Venegas Mella

Rodrigo Vera Sepúlveda

COLABORADORES

Lilian Díaz Galindo

Paola Hinojosa Carrasco

Patricio Mejías Wagner

COLABORADORES EXTERNOS

Stefan Woelfl

Jorge Nimptsch Mass

Ana Lorca Torres



ÍNDICE GENERAL

Contenido

1. RESUMEN EJECUTIVO	1
2. ANTECEDENTES	3
3. OBJETIVOS	8
4. METODOLOGÍA.....	9
Objetivo específico 1	9
Objetivo específico 2	23
Objetivo específico 3	30
5. RESULTADOS	35
Objetivo específico 1	35
Objetivo específico 2	135
Objetivo específico 3	144
6.- DISCUSIÓN.....	155
6. CONCLUSIÓN	176
7. BIBLIOGRAFÍA.....	180
8. ANEXO: TABLAS	190
9. ANEXO DIFUSIÓN	199
10. ANEXO REPORTE DE FLORACIÓN ALGAL NOCIVA.....	202



ÍNDICE TABLAS

Tabla 1. Límites utilizados para la clasificación del estado trófico de lagos.	13
Tabla 2. Rangos tróficos según valor de TSI (Trophic State Index).	13
Tabla 3. Relación entre las variables TSI (adaptado de Carlson & Simpson, 1996).	14
Tabla 4. Superficie y porcentaje del total de los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Rupanco.	31
Tabla 5. Clasificación de los servicios ecosistémicos (MEA 2005, Fisher <i>et al.</i> 2009).	32
Tabla 6. Composición taxonómica, abundancia (cél/l), y abundancia relativa por estación de muestreo del lago Ranco.	37
Tabla 7. Composición taxonómica y abundancia de organismos zooplanctónicos en el lago Ranco.	38
Tabla 8. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 100972 y 101995 del lago Ranco.	38
Tabla 9. Carga actual y crítica de PT en lago Ranco.	39
Tabla 10. Balance hidrológico (entradas y salidas de agua en el lago Ranco).	40
Tabla 11. Entradas de PT (ton/año 2020, y su respectivo porcentaje de contribución) al lago Ranco.	40
Tabla 12. Balance de fósforo total (PT) en lago Ranco.	41
Tabla 13. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo del lago Puyehue.	43
Tabla 14. Composición taxonómica y abundancia de organismos zooplanctónicos en el lago Puyehue.	44
Tabla 15. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 100205 y 100578 del lago Puyehue.	44
Tabla 16. Carga actual y crítica de PT en lago Puyehue.	46
Tabla 17. Balance hidrológico (entradas y salidas de agua en el lago Puyehue).	46
Tabla 18. Entradas de PT (ton/año 2020, y su respectivo porcentaje de contribución) al lago Puyehue.	46
Tabla 19. Balance de fósforo total (PT) en lago Puyehue.	47
Tabla 20. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo del lago Rupanco.	50
Tabla 21. Composición taxonómica y abundancia de organismos zooplanctónicos en el lago Rupanco.	53



Tabla 22. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 101862 y 100389 del lago Rupanco.	53
Tabla 23. Carga actual y crítica de PT y NT en lago Rupanco.	54
Tabla 24. Balance hidrológico (entradas y salidas de agua en el lago Rupanco).	55
Tabla 25. Entradas de PT y NT (ton/año 2020, y su respectivo porcentaje de contribución) al lago Rupanco.	55
Tabla 26. Balance de fósforo total (PT) en lago Rupanco.	56
Tabla 27. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo del lago Llanquihue.	59
Tabla 28. Composición taxonómica y abundancia de organismos zooplanctónicos en el lago Llanquihue.	63
Tabla 29. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 100100 y 100070 del lago Llanquihue.	69
Tabla 30. Carga actual y crítica de PT y NT en lago Llanquihue.	70
Tabla 31. Balance hidrológico (entradas y salidas de agua en el lago Llanquihue).	71
Tabla 32. Entradas de PT y NT (ton/año 2020, y su respectivo porcentaje de contribución) al lago Llanquihue.	71
Tabla 33. Balance de fósforo total (PT) en lago Llanquihue.	72
Tabla 34. Composición taxonómica y abundancia de organismos zooplanctónicos en el lago Chapo.	74
Tabla 35. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo del lago Chapo.	75
Tabla 36. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 100394 y 100278 del lago Chapo.	76
Tabla 37. Carga actual y crítica de PT en lago Chapo.	77
Tabla 38. Balance hidrológico (entradas y salidas de agua en el lago Chapo).	77
Tabla 39. Entradas de PT (ton/año 2020, y su respectivo porcentaje de contribución) al lago Chapo.	78
Tabla 40. Balance de fósforo total (PT) en lago Chapo.	78
Tabla 41. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo del lago Popetán.	81
Tabla 42. Composición taxonómica y abundancia de organismos zooplanctónicos en el lago Popetán.	81
Tabla 43. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en la estación de estudio E1 del lago Popetán.	82



Tabla 44. Balance hidrológico (entradas y salidas de agua en el lago Popetán).	83
Tabla 45. Entradas de PT (ton/año 2020, y su respectivo porcentaje de contribución) al lago Popetán. ..83	
Tabla 46. Balance de fósforo total (PT) en lago Popetán.....	84
Tabla 47. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo del sistema lacustre Huillinco-Cucao.	88
Tabla 48. Composición taxonómica y abundancia de organismos zooplanctónicos en el lago Huillinco- Cucao.	90
Tabla 49. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 100617, 100520, E3 y 100618 (E1) del sistema lacustre Huillinco - Cucao.....	92
Tabla 50. Aportes de PT (ton/año 2020) calculados para la cuenca lacustre Huillinco – Cucao.	93
Tabla 51. Entradas de PT (ton/año 2020, y su respectivo porcentaje de contribución) al sistema lacustre Huillinco - Cucao.	94
Tabla 52 . Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo del lago Tarahuín.	97
Tabla 53. Composición taxonómica y abundancia de organismos zooplanctónicos en el lago Tarahuín ..98	
Tabla 54. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 100521 y 100436 del lago Tarahuín.	98
Tabla 55. Balance hidrológico (entradas y salidas de agua en el lago Tarahuín).	100
Tabla 56. Entradas de PT (ton/año 2020, y su respectivo porcentaje de contribución) al lago Tarahuín. ..100	
Tabla 57. Balance de fósforo total (PT) en lago Tarahuín.....	101
Tabla 58. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo del lago Natri.....	103
Tabla 59. Composición taxonómica y abundancia de organismos zooplanctónicos en el lago	103
Tabla 60. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 100437 y 100427 del lago Natri.....	104
Tabla 61. Balance hidrológico (entradas y salidas de agua en el lago Natri).....	105
Tabla 62. Entradas de PT (ton/año 2020, y su respectivo porcentaje de contribución) al lago Natri.	105
Tabla 63. Balance de fósforo total (PT) en lago Natri.	106
Tabla 64. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo del lago San Antonio.	109



Tabla 65. Composición taxonómica y abundancia de organismos zooplanctónicos en el lago San Antonio.....	109
Tabla 66. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio E1 y E2 del lago San Antonio.....	110
Tabla 67. Balance hidrológico (entradas y salidas de agua en el lago San Antonio).	111
Tabla 68. Entradas de PT (ton/año 2020, y su respectivo porcentaje de contribución) al lago San Antonio.....	111
Tabla 69. Balance de fósforo total (PT) en lago San Antonio.	112
Tabla 70. Composición taxonómica y abundancia de organismos zooplanctónicos en el lago Yelcho.....	114
Tabla 71. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo del lago Yelcho.....	115
Tabla 72. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 101522 y 101521 del lago Yelcho.	116
Tabla 73. Carga actual y crítica de PT en lago Yelcho.	117
Tabla 74. Balance hidrológico (entradas y salidas de agua en el lago Yelcho).	117
Tabla 75. Entradas de PT (ton/año 2020, y su respectivo porcentaje de contribución) al lago Yelcho.....	118
Tabla 76. Balance de fósforo total (PT) en lago Yelcho.	118
Tabla 77. Composición taxonómica y abundancia de organismos zooplanctónicos en el lago Riesco.....	120
Tabla 78. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo del lago Riesco.....	121
Tabla 79. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 110038 y 110048 del lago Riesco.	122
Tabla 80. Carga actual y crítica de PT en lago Riesco.	123
Tabla 81. Balance hidrológico (entradas y salidas de agua en el lago Riesco).	123
Tabla 82. Entradas de PT (ton/año 2020, y su respectivo porcentaje de contribución) al lago Riesco.....	124
Tabla 83. Balance de fósforo total (PT) en lago Riesco.	124
Tabla 84. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo del lago Sofía.	126
Tabla 85. Composición taxonómica y abundancia de organismos zooplanctónicos en el lago Sofía	126



Tabla 86. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio E1 y E2 del lago Sofía.....	127
Tabla 87. Carga actual y crítica de PT en lago Sofía.....	128
Tabla 88. Balance hidrológico (entradas y salidas de agua en el lago Sofía).	128
Tabla 89. Entradas de PT (ton/año 2020, y su respectivo porcentaje de contribución) al lago Sofía.	129
Tabla 90. Balance de fósforo total (PT) en lago Sofía.	129
Tabla 91. Detalle de los cuatro aforos realizados durante el periodo de estudio.	140
Tabla 92. Estadística descriptiva caudal (m ³ /s) del río Pescado entre junio del 2020-junio 2021.....	140



ÍNDICE FIGURAS

Figura 1. Estaciones de muestreo en los lagos Araucanos (1), Chilotes (2, 3) y Patagónicos (4, 5, 6) en estudio.	9
Figura 2. Modelo conceptual nutriente color (Williamson <i>et al.</i> 1999, Webster <i>et al.</i> 2008).	16
Figura 3. Esquema del sistema de anclaje permanente en la columna de agua de la estación C2 del lago Llanquihue.....	22
Figura 4. Mapa del Lago Llanquihue, en colores la batimetría y la grilla de elementos triangulares que indica la resolución del modelo en cada sector, además, se encuentran en puntos grises lugares con observaciones meteorológicas y acuáticas usadas para la evaluación del modelo.	23
Figura 5. Dominios establecidos para la simulación de WRF, con resolución espacial de 9km y 3km para el dominio 1, 2 respectivamente.	24
Figura 6. Sección de monitoreo río Pescado (coordenadas de la sección en UTM, Datum WGS 84 son: Este: 684.715 y Norte: 5.430.699).	27
Figura 7: Sensor de presión.....	27
Figura 8. Sensor de nivel de agua utilizado, lugar de instalación y regla limnimétrica.	28
Figura 9: Esquema de descarga de sensores a un ordenador.	29
Figura 10. Identificación de los usos de suelos y cobertura vegetal de la cuenca del lago Rupanco (Fuente Conaf, en: http://www.ide.cl/descargas/capas/conaf/).	30
Figura 11. Modelo de cascada extraído de Haines-Young & Potschin (2010).	31
Figura 12. Aproximación metodológica para la identificación y evaluación de los servicios suministrados por los ecosistemas. Modificado de De Groot <i>et al.</i> (2010).....	33
Figura 13. Perfiles de temperatura (°C), oxígeno (mg/L) y conductividad (µS/cm) en las estaciones 100972 (E1) (rojo), 101955 (E2) (azul) y C1 (verde) del lago Ranco.	35
Figura 14. Concentraciones de nutrientes a profundidades discretas en las estaciones 100972 (E1), 101955 (E2) y C1 del lago Ranco. a) Concentraciones de N-NH ₄ (rojo), N-NO ₂ (naranja), N-NO ₃ (azul) y nitrógeno total (verde). b) Concentraciones de P-PO ₄ (azul) y fósforo total (verde). Asterisco, indica concentración bajo límite de detección en alguna profundidad, el color señala el analito.	36
Figura 15. Porcentaje de fango, arena y grava, en las estaciones sedimentológicas (100972 y 101955) del lago Ranco.	38
Figura 16. a) Transparencia (m) y concentraciones promedio de b) nitrógeno total (µg/L), c) fósforo total (µg/L) y d) clorofila (µg/L) en zona fótica de las estaciones 100972(E1), 101955 (E2) y C1 del lago Ranco. Línea punteada indica límite para siguiente estado trófico (azul: oligotrófico, naranja: mesotrófico, rojo: eutrófico).	39



Figura 17. Contribución de PT según uso de suelo y cobertura vegetal para el lago Ranco durante el año 2020.	40
Figura 18. Perfiles de temperatura (°C), oxígeno (mg/L) y conductividad (μS/cm) en las estaciones 100578 (E2) (azul), 100205 (E1) (verde) y C1 (rojo) del lago Puyehue.	41
Figura 19. Concentraciones de nutrientes a profundidades discretas en las estaciones 100578 (E2), 100205 (E1) y C1 del lago Puyehue. a) Concentraciones de N-NH ₄ (rojo), N-NO ₂ (naranja), N-NO ₃ (azul) y nitrógeno total (verde). b) Concentraciones de P-PO ₄ (azul) y fósforo total (verde). Asterisco, indica concentración bajo límite de detección en alguna profundidad, el color señala el analito.	42
Figura 20. Porcentaje de fango, arena y grava, en las estaciones sedimentológicas (100578 y 100205) del lago Puyehue.	45
Figura 21. a) Transparencia (m) y concentraciones promedio de b) nitrógeno total (μg/L), c) fósforo total (μg/L) y d) clorofila (μg/L) en zona fótica de las estaciones 100578 (E2), 100205 (E1) y C1 del lago Puyehue. Línea punteada indica límite para siguiente estado trófico (azul: oligotrófico, naranja: mesotrófico, rojo: eutrófico).	45
Figura 22. Contribución de PT según uso de suelo y cobertura vegetal para el lago Puyehue durante el año 2020.	47
Figura 23. Perfiles de temperatura (°C), oxígeno (mg/L) y conductividad (μS/cm) en las estaciones 101707 (rojo), 100081 (azul), 100389 (verde), 100522 (verde oscuro), 101862 (rojo), 101851 (amarillo), 100625 (calipso) y C2 (lila) del lago Rupanco.	48
Figura 24. Concentraciones de N-NH ₄ (rojo), N-NO ₂ (naranja), N-NO ₃ (azul) y nitrógeno total (verde) a profundidades discretas, en las estaciones 101707, 100081, 100389, 100522, 100625, 101851, 101862 y C2 del lago Rupanco. Asterisco, indica concentración bajo límite de detección en alguna profundidad, el color señala el analito.	48
Figura 25. Concentraciones de P-PO ₄ (azul) y fósforo total (verde) a profundidades discretas en las estaciones 101707, 100081, 100389, 100522, 101851, 101862 y C2 del lago Rupanco. Asterisco, indica concentración bajo límite de detección en alguna profundidad, el color señala el analito.	49
Figura 26. Porcentaje de fango, arena y grava, en las estaciones sedimentológicas (100389 y 101862) del lago Rupanco.	53
Figura 27. a) Transparencia (m) y concentraciones promedio de b) nitrógeno total (μg/L), c) fósforo total (μg/L) y d) clorofila (μg/L) en zona fótica de las estaciones 101707, 100081, 100389, 100522, 100625, 101851, 101862 y C2 del lago Rupanco. Línea punteada indica límite para siguiente estado trófico (azul: oligotrófico, naranja: mesotrófico, rojo: eutrófico).	54
Figura 28. Contribución de PT según uso de suelo y cobertura vegetal para el lago Rupanco durante el año 2020.	56
Figura 29. Contribución de NT según uso de suelo y cobertura vegetal para el lago Rupanco durante el año 2020.	56



Figura 30. Perfiles de temperatura (°C), oxígeno (mg/L) y conductividad (μS/cm) en las estaciones 100100 (azul), 100332 (verde), 100507 (café), 100545 (gris), 100627 (negro), 100628 (rojo), 100370 (verde oscuro), 100390 (lila claro), 100070 (lila), Pto. Varas (rojo oscuro), C1 (amarillo) y C2 (celeste) del lago Llanquihue.	57
Figura 31. Concentraciones de N-NH ₄ (rojo), N-NO ₂ (naranja), N-NO ₃ (azul) y nitrógeno total (verde) a profundidades discretas, en las estaciones 100100, 100332, 100507, 100545, 100627, 100628, 100370, 100390, 100070, Pto. Varas, C1 y C2 del lago Llanquihue. Asterisco, indica concentración bajo límite de detección en alguna profundidad, el color señala el analito.	58
Figura 32. Concentraciones de P-PO ₄ (azul) y fósforo total (verde) a profundidades discretas en las estaciones 100100, 100332, 100507, 100545, 100627, 100628, 100370, 100390, 100070, Pto. Varas, C1 y C2 del lago Llanquihue. Asterisco, indica concentración bajo límite de detección en alguna profundidad, el color señala el analito.	58
Figura 33. Variabilidad espacial y temporal de la temperatura (°C) en la estación C2 del lago Llanquihue.	64
Figura 34. Registro de transparencia (m) en el tiempo, en la estación C2 del lago Llanquihue.	65
Figura 35. Variabilidad espacial y temporal de a) nitrógeno total (NT, μg/L), b) nitrato (N-NO ₃ , μg/L), c) amonio (N-NH ₄ , μg/L), d) sílice (SiO ₂ , mg/L), e) fósforo total (PT, μg/L) y f) ortofosfato (P-PO ₄ , μg/L) en la estación C2 del lago Llanquihue.	65
Figura 36. Variabilidad espacial y temporal de clorofila (μg/L) en la estación C2 del lago Llanquihue.	66
Figura 37. Abundancia (% cel/L) y composición fitoplanctónica a través del tiempo, en la estación C2 del lago Llanquihue.	66
Figura 38. Abundancia (% cel/L) y composición fitoplanctónica a través del tiempo, en la estación C2 del lago Llanquihue.	67
Figura 39. Abundancia (% cel/L) y composición zooplanctónica en la estación C2 en el lago Llanquihue.	67
Figura 40. Concentración de oxígeno en la columna de agua a 15 y 50 m de profundidad en la estación C2 del lago Llanquihue.	68
Figura 41. Temperatura en la columna de agua a 15, 50 y 200 m de profundidad en la estación C2 del lago Llanquihue.	69
Figura 42. Porcentaje de fango, arena y grava, en las estaciones sedimentológicas (100100 y 100070) del lago Llanquihue.	69
Figura 43. a) Transparencia (m) y concentraciones promedio de b) nitrógeno total (μg/L), c) fósforo total (μg/L) y d) clorofila (μg/L) en zona fótica de las estaciones 100100, 100332, 100507, 100545, 100627, 100628, 100370, 100390, 100070, C1 y C2 del lago Llanquihue. Línea punteada indica límite para siguiente estado trófico (azul: oligotrófico, naranja: mesotrófico, rojo: eutrófico).	70



Figura 44. Contribución de PT según uso de suelo y cobertura vegetal para el lago Llanquihue durante el año 2020.	72
Figura 45. Contribución de NT según uso de suelo y cobertura vegetal para el lago Llanquihue durante el año 2020.	72
Figura 46. Perfiles de temperatura (°C), oxígeno (mg/L) y conductividad (μS/cm) en las estaciones 100394 (rojo), 101051 (azul), 101278 (lila) y C2 (verde) en el lago Chapo.	73
Figura 47. Concentraciones de N-NH ₄ (rojo), N-NO ₂ (naranja), N-NO ₃ (azul) y nitrógeno total (verde) a profundidades discretas en las estaciones 100394, 101051, 101278 y C2 del lago Chapo. Asterisco, indica concentración bajo límite de detección en alguna profundidad, el color señala el analito.	74
Figura 48. Porcentaje de fango, arena y grava, en las estaciones sedimentológicas (100394 y 100278) del lago Chapo.	76
Figura 49.a) Transparencia (m) y concentraciones promedio de b) nitrógeno total (μg/L), c) fósforo total (μg/L) y d) clorofila (μg/L) en zona fótica de las estaciones 100394, 101051, 101278 y C2 del lago Chapo. Línea punteada indica límite para siguiente estado trófico (azul: oligotrófico, naranja: mesotrófico, rojo: eutrófico).	77
Figura 50. Contribución de PT según uso de suelo y cobertura vegetal para el lago Chapo durante el año 2020.	78
Figura 51. Perfiles de temperatura (°C) y conductividad (μS/cm) en las estaciones E1 (rojo) y E2 en el lago Popetán.	79
Figura 52. Concentraciones de nutrientes a profundidades discretas en las estaciones E1 y E2 del lago Popetán. a) Concentraciones de N-NH ₄ (rojo), N-NO ₂ (naranja), N-NO ₃ (azul) y nitrógeno total (verde). b) Concentraciones de P-PO ₄ (azul) y fósforo total (verde). Asterisco, indica concentración bajo límite de detección en alguna profundidad, el color señala el analito.	80
Figura 53. Concentración de carbono orgánico disuelto (mg/L) e intensidad de fluorescencia (F _{max} (R.U.)) a profundidades discretas en las estaciones E1 y E2 del lago Popetán. AH: ácidos húmicos, AH UVC: ácidos húmicos UVC, AH UVA: ácidos húmicos UVA, AF: ácidos fúlvicos, P: proteína.	80
Figura 54. Porcentaje de fango, arena y grava, en la estación sedimentológica (E1) del lago Popetán.	82
Figura 55. Modelo conceptual paradigma nutriente color para el lago Popetán.	83
Figura 56. Contribución de PT según uso de suelo y cobertura vegetal para el lago Popetán durante el año 2020.	84
Figura 57. Perfiles de temperatura (°C) y conductividad (μS/cm) en las estaciones E3 (rojo), C2 (verde oscuro), 100618(E1) (azul), 100617 (calipso), 100520 (negro), C1 (lila), 100616 (verde) y 100968 (amarillo) en el sistema lacustre Huillinco- Cucao.	85



Figura 58. Concentraciones de N-NH ₄ (rojo), N-NO ₂ (naranja), N-NO ₃ (azul) y nitrógeno total (verde) a profundidades discretas, en las estaciones E3, C2, 100618 (E1), 100617, 100520, C1, 100968 y 100616 del sistema lacustre Huillinco - Cucao. Asterisco, indica concentración bajo límite de detección en alguna profundidad, el color señala el analito. Gráficos achurados corresponden a estaciones localizadas en el sector Cucao.	86
Figura 59. Concentraciones de P-PO ₄ (azul) y fósforo total (verde) a profundidades discretas en las estaciones E3, C2, 100618 (E1), 100617, 100520, C1, 100968 y 100616 del sistema lacustre Huillinco - Cucao. Asterisco, indica concentración bajo límite de detección en alguna profundidad, el color señala el analito. Gráficos achurados corresponden a estaciones localizadas en el sector Cucao.	86
Figura 60. Concentración de carbono orgánico disuelto (mg/L) e intensidad de fluorescencia (F _{max} (R.U.)) a profundidades discretas en las estaciones E3, C2, 100618(E1), 100617, 100520, C1, 100968 y 100616 del sistema lacustre Huillinco - Cucao. AH: ácidos húmicos, AH UVC: ácidos húmicos UVC, AH UVA: ácidos húmicos UVA, AF: ácidos fúlvicos, P: proteína. Gráficos achurados corresponden a estaciones localizadas en el sector Cucao.	87
Figura 61. Porcentaje de fango, arena y grava, en las estaciones sedimentológicas (100617, 100520, E3 y 100618 (E1)) del sistema lacustre Huillinco-Cucao.	92
Figura 62. Modelo conceptual paradigma nutriente color para el sistema lacustre Huillinco – Cucao.	93
Figura 63. Contribución de PT según uso de suelo y cobertura vegetal para el sistema lacustre Huillinco - Cucao durante el año 2020.	94
Figura 64. Perfiles de temperatura (°C) y conductividad (μS/cm) en las estaciones 100436 (rojo), C1 (verde) y 100521 (azul) en el lago Tarahuín.	95
Figura 65. Concentraciones de nutrientes a profundidades discretas en las estaciones 100436, C1 y 100521 del lago Tarahuín. a) Concentraciones de N-NH ₄ (rojo), N-NO ₂ (naranja), N-NO ₃ (azul) y nitrógeno total (verde). b) Concentraciones de P-PO ₄ (azul) y fósforo total (verde). Asterisco, indica concentración bajo límite de detección en alguna profundidad, el color señala el analito.	95
Figura 66. Concentración de carbono orgánico disuelto (mg/L) e intensidad de fluorescencia (F _{max} (R.U.)) a profundidades discretas en las estaciones 100436, C1 y 100521 del lago Tarahuín. AH: ácidos húmicos, AH UVC: ácidos húmicos UVC, AH UVA: ácidos húmicos UVA, AF: ácidos fúlvicos, P: proteína.	96
Figura 67. Porcentaje de fango, arena y grava, en las estaciones sedimentológicas (100436 y 100521) del lago Tarahuín.	99
Figura 68. Modelo conceptual paradigma nutriente color para el lago Tarahuín.	99
Figura 69. Contribución de PT según uso de suelo y cobertura vegetal para el lago Tarahuín durante el año 2020.	100
Figura 70. Perfiles de temperatura (°C) y conductividad (μS/cm) en las estaciones 100437 (rojo), C1 (azul), 100600 (verde) y 100427 (lila) del lago Natri.	101



Figura 71. Concentraciones de nutrientes a profundidades discretas en las estaciones 100437, C1 y 100427 del lago Natri. a) Concentraciones de N-NH ₄ (rojo), N-NO ₂ (naranja), N-NO ₃ (azul) y nitrógeno total (verde). b) Concentraciones de P-PO ₄ (azul) y fósforo total (verde). Asterisco, indica concentración bajo límite de detección en alguna profundidad, el color señala el analito.	102
Figura 72. Concentración de carbono orgánico disuelto (mg/L) e intensidad de fluorescencia (F _{max} (R.U.)) a profundidades discretas en las estaciones 100437, C1 y 100427 del lago Natri. AH: ácidos húmicos, AH UVC: ácidos húmicos UVC, AH UVA: ácidos húmicos UVA, AF: ácidos fúlvicos, P: proteína.	102
Figura 73. Porcentaje de fango, arena y grava, en las estaciones sedimentológicas (100437 y 100427) del lago Natri.	104
Figura 74. Modelo conceptual paradigma nutriente color para el lago Natri.	105
Figura 75. Contribución de PT según uso de suelo y cobertura vegetal para el lago Natri durante el año 2020.	106
Figura 76. Perfiles de temperatura (°C) y conductividad (µS/cm) en las estaciones E1 (verde) y E2 (azul) del lago San Antonio.	106
Figura 77. Concentraciones de nutrientes a profundidades discretas en las estaciones E1 y E2 del lago San Antonio. a) Concentraciones de N-NH ₄ (rojo), N-NO ₂ (naranja), N-NO ₃ (azul) y nitrógeno total (verde). b) Concentraciones de P-PO ₄ (azul) y fósforo total (verde). Asterisco, indica concentración bajo límite de detección en alguna profundidad, el color señala el analito.	107
Figura 78. Concentración de carbono orgánico disuelto (mg/L) e intensidad de fluorescencia (F _{max} (R.U.)) a profundidades discretas en las estaciones E1 y E2 del lago San Antonio. AH: ácidos húmicos, AH UVC: ácidos húmicos UVC, AH UVA: ácidos húmicos UVA, AF: ácidos fúlvicos, P: proteína.	108
Figura 79. Porcentaje de fango, arena y grava, en las estaciones sedimentológicas (E1 y E2) del lago San Antonio.	110
Figura 80. Modelo conceptual paradigma nutriente color para el lago San Antonio.	111
Figura 81. Contribución de PT según uso de suelo y cobertura vegetal para el lago San Antonio durante el año 2020.	112
Figura 82. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en las estaciones 101521 (rojo), 101522 (azul) y C2 (verde) en el lago Yelcho.	113
Figura 83. Concentraciones de nutrientes a profundidades discretas en las estaciones 101521, 101522 y C2 del lago Yelcho. a) Concentraciones de N-NH ₄ (rojo), N-NO ₂ (naranja), N-NO ₃ (azul) y nitrógeno total (verde). b) Concentraciones de P-PO ₄ (azul) y fósforo total (verde). Asterisco, indica concentración bajo límite de detección en alguna profundidad, el color señala el analito.	113



Figura 84. Porcentaje de fango, arena y grava, en las estaciones sedimentológicas (101522 y 101521) del lago Yelcho.	116
Figura 85. a) Transparencia (m) y concentraciones promedio de b) nitrógeno total ($\mu\text{g/L}$), c) fósforo total ($\mu\text{g/L}$) y d) clorofila ($\mu\text{g/L}$) en zona fótica de las estaciones 101521, 101522 y C2 del lago Yelcho. Línea punteada indica límite para siguiente estado trófico (azul: oligotrófico, naranja: mesotrófico, rojo: eutrófico).....	117
Figura 86. Contribución de PT según uso de suelo y cobertura vegetal para el lago Yelcho durante el año 2020.....	118
Figura 87. Perfiles de temperatura ($^{\circ}\text{C}$), oxígeno (mg/L) y conductividad ($\mu\text{S/cm}$) en las estaciones 110038 (azul) y 110048 (verde) en el lago Riesco.....	119
Figura 88. Concentraciones de nutrientes a profundidades discretas en las estaciones 130038 y 110048 del lago Riesco. a) Concentraciones de N-NH_4 (rojo), N-NO_2 (naranja), N-NO_3 (azul) y nitrógeno total (verde). b) Concentraciones de P-PO_4 (azul) y fósforo total (verde). Asterisco, indica concentración bajo límite de detección en alguna profundidad, el color señala el analito.	120
Figura 89. Porcentaje de fango, arena y grava, en las estaciones sedimentológicas (110038 y 110048) del lago Riesco.	122
Figura 90. a) Transparencia (m) y concentraciones promedio de b) fósforo total ($\mu\text{g/L}$) y c) clorofila ($\mu\text{g/L}$) en zona fótica de las estaciones 110038 y 110048 del lago Riesco. Línea punteada indica límite para siguiente estado trófico (azul: oligotrófico, naranja: mesotrófico, rojo: eutrófico).....	123
Figura 91. Contribución de PT según uso de suelo y cobertura vegetal para el lago Riesco durante el año 2020.....	124
Figura 92. Perfiles de temperatura ($^{\circ}\text{C}$), oxígeno (mg/L) y conductividad ($\mu\text{S/cm}$) en las estaciones E2 (azul) y E1 (verde) en el lago Sofía.....	125
Figura 93. Concentraciones de nutrientes a profundidades discretas en las estaciones E1 y E2 del lago Sofía. a) Concentraciones de N-NH_4 (rojo), N-NO_2 (naranja), N-NO_3 (azul) y nitrógeno total (verde). b) Concentraciones de P-PO_4 (azul) y fósforo total (verde). Asterisco, indica concentración bajo límite de detección en alguna profundidad, el color señala el analito.	125
Figura 94. Porcentaje de fango, arena y grava, en las estaciones sedimentológicas (E1 y E2) del lago Sofía.	127
Figura 95. a) Transparencia (m) y concentraciones promedio de b) nitrógeno total ($\mu\text{g/L}$), c) fósforo total ($\mu\text{g/L}$) y d) clorofila ($\mu\text{g/L}$) en zona fótica de las estaciones E1 y E2 del lago Sofía. Línea punteada indica límite para siguiente estado trófico (azul: oligotrófico, naranja: mesotrófico, rojo: eutrófico).....	128
Figura 96. Contribución de PT según uso de suelo y cobertura vegetal para el lago Sofía durante el año 2020.....	129



Figura 97. Índice de estado trófico de Carlson (TSI) calculado a partir de las concentraciones superficiales de fósforo total (TSI.PT), clorofila-a (TSI.Cla) y profundidad del disco Secchi (TSI.SD).....	130
Figura 98. Gráfico ternario del índice de Carlson por etapa de proyecto y lago estudiado.	131
Figura 99. Temperatura por año, lago y época del año.	131
Figura 100. pH por año, lago y época del año.	131
Figura 101. Nitrógeno del amonio en logaritmo por año, lago y época del año.	132
Figura 102. Nitrógeno del NO ₂ por año, lago y época del año.....	132
Figura 103. Nitrógeno del NO ₃ por año, lago y época del año.	132
Figura 104. Nitrógeno total por año, lago y época del año.	133
Figura 105. Fósforo del fosfato en logaritmo por año, lago y época del año.....	133
Figura 106. Fósforo total en logaritmo por año, lago y época del año.	133
Figura 107. Profundidad de disco Secchi por año, lago y época del año.	134
Figura 108. Clorofila -a por año, lago y época del año.	134
Figura 109. Silicatos por año, lago y época del año.	134
Figura 110. Perfiles de temperatura observado (CTD) (negro) y modelado (rojo), para los meses de a) febrero, b) agosto y c) noviembre.	135
Figura 111. Series de tiempo de temperatura superficial para 4 puntos (P-1, P-2, P-3 y P-4) en el lago Llanquihue, proveniente del satélite (negro) y el modelo (rojo), junto a diagramas de dispersión para cada punto con información de índices estadísticos para evaluar el modelo. ..	136
Figura 112. Series mensuales de temperatura del aire para el periodo 2016-2018 en el sector de a) Quilanto y c) Puerto Octay, con valores observados (negro) y modelado por WRF (verde), junto a los respectivos (a, b) diagramas de dispersión e índices estadísticos.	137
Figura 113. Series mensuales de magnitud del viento para el periodo 2016-2018 en el sector de a) Quilanto y c) Puerto Octay, con valores observados (negro) y modelado por WRF (verde), junto a los respectivos (a, b) diagramas de dispersión e índices estadísticos.	138
Figura 114. Patrones de circulación en el Lago Llanquihue entre los estratos (a,c,e,g) superficiales (0-25 m) y (b,d,f,h) profundos (100-300 m) para: a) verano, c) otoño, e) invierno y d) primavera del año 2016.	139
Figura 115. Nivel de agua sensor vs Caudal medido, caudales menores a 20 m ³ /s.....	141
Figura 116. Nivel de agua sensor vs Caudal, todos los caudales registrados.	141
Figura 117. Variación estacional de caudales menores a 20 m ³ /s.....	142
Figura 118. Variación estacional de todos los caudales registrados.....	142



Figura 119. Curva de duración de caudales menores a 20 m ³ /s.....	143
Figura 120. Histograma de frecuencia de caudales	143
Figura 121. Cuenca del Rupanco y derechos de agua (DGA) Fuente, https://dga.mop.gob.cl/productosyservicios/derechos_historicos/Paginas/default.aspx (2020).	144
Figura 122. Concesiones de acuicultura y pisciculturas (SUBPESCA) por número de centro en la cuenca del Llanquihue (elaboración propia). Los nombres que aparecen son los oficiales de la concesión.	145
Figura 123. Estaciones de calidad de agua, de la DGA, estación meteorológica y estación de monitoreo de lagos y embalses de la cuenca del lago Rupanco (www.dga.cl , 2021).	145
Figura 124. RILes en la cuenca del Rupanco (mayo 2021). Este mapa se realizó con la información disponible en los portales de SNIFA y SEA.	146
Figura 125. Riesgo de erosión cuenca del Rupanco (CIREN 2019).	146
Figura 126: Reserva de la biosfera de la cuenca del Rupanco y parques nacionales Puyehue y Vicente Pérez rosales. Elaboración propia según información descargada de http://areasprotegidas.mma.gob.cl/ y http://sit.conaf.cl/	147
Figura 127. Formaciones vegetacionales en la cuenca del lago Rupanco. Elaboración propia con información del portal http://ide.mapas.mma.gob.cl/shapes/?C=N;O=A	148
Figura 128. Inventario plataforma humedales cuenca del Rupanco.	148
Figura 129. Atractivos turísticos en la cuenca del Llanquihue y cabañas y Camping de la cuenca del Rupanco.	149
Figura 130. densidad de habitantes en 109 zonas delimitadas por el seno 2017 indicando el número de habitantes por zona.	149
Figura 131. Modelo conceptual de la cuenca del lago Rupanco. En cuadrados azules los 4 grupos principales de servicios ecosistémicos. En cuadrados naranja los servicios ecosistémicos que se pueden agrupar en las 4 categorías principales. En verde el acoplamiento de las variables biológicas y químicas. En tonos café aparecen las fuentes de contaminación tanto difusas como puntuales. En gris lo referente a la toma de datos y monitoreos.	151
Figura 132. esquema sobre el funcionamiento del lago Rupanco durante el invierno y verano, incluyendo los servicios ecosistémicos presentes.	154



ÍNDICE TABLAS ANEXO

- Tabla 1. Coordenadas, fechas de muestreo y profundidades que a la fecha se han muestreado de manera intensiva en la estación C2, lago Llanquihue.
- Tabla 2. Estaciones de muestreo en los lagos Araucanos en estudio (Ranco, Puyehue, Rupanco, Llanquihue, y Chapo).
- Tabla 3. Estaciones de muestreo de columna de agua en lagos Chilotos (Popetán, Cucao, Huillinco, Tarahuín, Natri, y San Antonio).
- Tabla 4. Estaciones de muestreo de columna de agua en lagos Patagónicos (Yelcho y Riesco).
- Tabla 5. Estaciones de muestreo de sedimento para los lagos Araucanos en estudio (Ranco, Puyehue, Rupanco, Llanquihue y Chapo).
- Tabla 6. Estaciones de muestreo de sedimento en lagos Chilotos (Popetán, Huillinco, Cucao, Tarahuín, Natri, y San Antonio).
- Tabla 7. Estaciones de muestreo sedimento en lagos Patagónicos (Yelcho, Riesco y Sofía).
- Tabla 8. Cálculo del Índice de Carlson por etapa y lago lagos araucanos y patagónicos (TSI). En rojo los valores sobre 40 (mesotrófico).



1. RESUMEN EJECUTIVO

El estudio “Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados en actividades de acuicultura, en la zona sur de Chile”, posee una red de monitoreo de calidad de agua localizada en las regiones de Los Ríos, Los Lagos, Aysén y del General Carlos Ibáñez del Campo y Magallanes y la Antártica Chilena. Se inició el año 2012, con el monitoreo de 6 lagos, los lagos Rupanco, Llanquihue, Chapo, Tarahuín, Natri, y Huillinco. En la segunda etapa del proyecto año 2014, se incluyeron los lagos Ranco, Puyehue, y Cucao. Posteriormente, en la tercera etapa se sumaron los lagos Tepuhueico, Popetán, Yelcho y Riesco, en la cuarta etapa del proyecto se adicionaron los lagos San Antonio y Sofía, llegando a un total de 15 lagos estudiados (quinta, sexta y séptima etapa de estudio). Llegando a monitorear la red completa de lagos donde se realiza y ha realizado actividades de acuicultura en balsas jaula.

En la actual etapa (VIII), con el objetivo de incrementar los recursos para estudios de la hidrodinámica del lago Llanquihue, se ha considerado sólo los lagos con concesiones de acuicultura vigente, por lo que se descartó seguir evaluando el lago Tepuhueico. Se considera al lago Llanquihue altamente vulnerable a la eutroficación, y dado los múltiples servicios ecosistémicos que otorga su estado oligotrófico, se estima que debe ser una prioridad para este estudio comprender de mejor forma como es la circulación en este ecosistema, en vías de ir generando mejores proyecciones de calidad ambiental para este cuerpo de agua.

A continuación, se hace un resumen por objetivo:

Objetivo 1: se evalúo el estado ambiental, trofia y balance de nutrientes para todos los lagos en estudio, además de la capacidad de carga para los lagos Araucanos y Patagónicos.

Los lagos Araucanos, en general se encontraron en estado oligotrófico, sin embargo, estos cuerpos de agua actúan como importantes reservorios de xenobióticos y nutrientes provenientes de los usos de suelo y de la cobertura vegetal, así como de las actividades antrópicas tanto en su cuenca lacustre, como en los lagos en sí. La principal fuente de fósforo a los lagos en estudio, fue en general el uso de suelo “praderas”, y en donde aún existe actividad de acuicultura en balsas jaulas, fue la segunda fuente de ingreso de fósforo al lago. Por tanto, existió un importante ingreso de nutrientes desde las actividades antrópicas a dichos lagos. Considerando esto, es necesario limitar el ingreso de nutrientes especialmente vía fuentes puntuales y uso de suelo praderas. Se recomienda no aumentar e ir disminuyendo paulatinamente la acuicultura *in situ* en estos lagos.

Los lagos Chilotes oscilaron entre la oligotrofia, distrofia y mixotrofia, presentado una mayor oscilación de trofia que en etapas previas del estudio. Estos sistemas acuáticos son vulnerables a la eutroficación producto de su reducido tamaño, y elevadas contribuciones de materia orgánica desde sus cuencas. Ha sido posible registrar elevados porcentajes de materia orgánica en los sedimentos de estos lagos, inclusive valores de Ph y redox sobre los límites de aceptabilidad del RAMA en el lago Huillinco. Tanto en el lago Tarahuín como en el Cucao, se han producido eventos de floraciones algales de la cianobacteria *Dolichospermum*. Se recomienda eliminar la acuicultura *in situ* en estos lagos.



En los lagos Patagónicos, en general se mantuvieron en condiciones ultraoligotróficas a oligotróficas. Solamente se observaron valores de transparencia cercanos a la mesotrofia, lo cual podría deberse principalmente a los sedimentos glaciares que aumentan la turbidez del agua. No se han registrado indicios de floraciones algales durante el estudio. Se recomienda no aumentar e ir disminuyendo paulatinamente la acuicultura *in situ* en estos lagos.

Objetivo 2: Durante el desarrollo de este estudio, se implementó un modelo hidrodinámico (MIKE 3) de alta resolución forzado con información atmosférica de un modelo meteorológico regional (WRF) para 3 años (2016-2018) en el lago Llanquihue. En esta etapa, fueron diagnosticados algunos aspectos del modelo atmosférico e hidrodinámico y contrastados con información satelital, datos de CTD y estaciones meteorológicas. Los resultados mostraron que el modelo hidrodinámico replica de manera adecuada el ciclo anual de la temperatura superficial, esto fue contrastado con información satelital (MUR), sin embargo, el modelo tiene tendencia a sobreestimar la temperatura, respecto a MUR, durante el invierno de 2017 y 2018. Por otra parte, el modelo replica de forma correcta el cambio estacional desde lo estratificado en verano a la mezcla de invierno y, además, se ajusta relativamente bien a la profundidad de la termoclina.

El modelo atmosférico fue evaluado respecto de 2 estaciones meteorológicas ubicadas alrededor del lago Llanquihue (Puerto Octay y Quilanto) entre los años 2016-2018, en ambas se muestra un ciclo anual de temperatura adecuado, sin embargo, el modelo WRF subestima la temperatura en verano, amortiguando los valores máximos, esto ocurre en ambos sitios. En el caso del viento, el promedio mensual de magnitud del viento, mostró un buen desempeño del modelo.

La circulación media del lago Llanquihue revela un remolino de giro ciclónico de gran tamaño y que ocupa gran parte del lago, este giro está presente claramente durante el verano y el otoño, desapareciendo en invierno y reapareciendo en primavera. La circulación durante el invierno se caracteriza por no tener una estructura de gran escala muy definida, sin embargo, un aspecto importante es el aumento en la magnitud de las corrientes en el estrato profundo, esto sugiere que, durante el invierno, la mayor energía entregada por el viento, permite un mayor dinamismo de los estratos profundos, induciendo mezcla y transporte de calor entre otros aspectos.

Objetivo 3. En general los servicios ecosistémicos de la cuenca del lago Rupanco se caracterizaron por presentar servicios de provisión, los cuales están relacionados con la utilización del agua por parte de privados, de empresas generadoras eléctricas y de alimento por parte de la acuicultura en la zona, además de la agricultura presente en la cuenca. Los servicios ecosistémicos de regulación estuvieron presentes en la forma de estaciones de monitoreo de calidad de agua, meteorológicas y la producción de RILes por parte de empresas y la caracterización del riesgo de erosión en la cuenca. Los servicios culturales y de biodiversidad y hábitat la cuales se agruparon en parques nacionales, reservas de la biosfera, tipos de bosques presentes en la cuenca, humedales, destinos turísticos y alojamiento en la zona, incluyendo también la densidad de habitantes por área delimitada por el censo 2017. El modelo conceptual propuesto relacionó estos servicios ecosistémicos junto con las características presentes en el cuerpo de agua, mostrando un panorama general de cómo funcionaría la cuenca del lago Rupanco, al ver estas interrelaciones es posible indicar que el manejo integrado de cuencas es una alternativa útil para la gestión y sustentabilidad de los recursos presentes en la zona.



2. ANTECEDENTES

En Chile, la acuicultura se ha transformado en uno de los sectores económicos de mayor dinamismo (O’Ryan & Pereira 2015), siendo el cultivo de salmón el segundo sistema de producción animal más importante a nivel mundial (Bjørndal 2002), y el recurso que ha experimentado un mayor crecimiento los últimos 15 años, convirtiéndose en la cuarta exportación más importante del país y estableciendo a Chile como el segundo exportador de salmón más importante a nivel mundial.

La actividad de acuicultura en lagos centrada en salmónidos, se desarrolla activamente en la zona sur austral del país, entre las regiones de: Los Ríos, Los Lagos, de Aysén y del General Carlos Ibañez del Campo, de Magallanes y Antártica Chilena, concentrándose principalmente en los lagos Araucanos (Llanquihue, Rupanco, Puyehue, Ranco y Chapo) y con menor intensidad productiva en los lagos Patagónicos (Yelcho, Riesco y Sofía). Si bien, históricamente en los lagos Chilotos se realizó el cultivo en balsas jaulas de alevines, en la actualidad (año 2020) no se produjo salmónidos en la columna de agua de dichos lagos. En los lagos del sur de Chile se ha desarrollado la etapa de alevinaje, mientras que la engorda y procesamiento de los salmones se realiza en los fiordos de las regiones de los Lagos y de Aysén (Barton & Floysand 2010, Bustos-Gallardo 2013).

El fuerte y continuo crecimiento de la acuicultura ha generado importantes beneficios sociales e ingresos económicos, pero también ha dado lugar a diversos impactos ambientales (Holmer *et al.* 2008, David *et al.* 2009, Soto *et al.* 2019). Entendiendo que del intensivo uso de concesiones acuícolas la mayor parte de los desechos generados son de origen orgánico, la alteración de la calidad de agua es uno de los principales impactos que tiene la producción de salmones en aguas dulces (Nieto *et al.* 2010). Así también la acumulación de desechos orgánicos genera en el bentos diferentes grados de impacto asociado al enriquecimiento orgánico (Gowen *et al.* 1990). El ingreso de una gran cantidad de materia orgánica al agua como peces muertos y alimentos, y el aporte de nutrientes como nitrógeno y fósforo, pueden generar efectos asociados a la eutroficación (León-Muñoz 2006). Así, un proceso que ocurre de manera natural y lenta en la historia geológica de un lago mediante el aporte gradual de nutrientes desde la cuenca (Lampert & Sommer 2007), se ve acelerado por las actividades antrópicas logrando condiciones eutróficas en un lapso significativamente menor. Por ello, desde la entrada en vigencia de la normativa ambiental sectorial, “Reglamento Ambiental para la Acuicultura” el año 2001, se establece la evaluación de los centros de cultivo en función de sus efectos en sedimentos y columna de agua. De este modo, se ha puesto en manifiesto el impacto que ha tenido la salmonicultura en los lagos del sur de Chile al reflejar condiciones anaeróbicas consecutivas en el 20 % de los centros de cultivo localizados en ellos, hecho señalado en estudios de capacidad de carga y de salmonicultura en algunos de los lagos de la X región (proyectos FIP realizados entre 1994 y 1999).

Actualmente, la Ley General de Pesca y Acuicultura reconoce los impactos ambientales que puedan generar dicha actividad y la necesidad de prevenir su aparición, estableciendo dentro de sus actuales exigencias el mantener el equilibrio ecológico de las zonas concedidas y que los centros de cultivo operen en niveles compatibles con las capacidades de carga de los cuerpos de agua. Así mismo, reconoce la fragilidad de los cuerpos de agua lacustres en los que se desarrolla la salmonicultura y



la importancia de mantener las condiciones que permitan el desarrollo de la vida en general. En este sentido, la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, a través del Fondo de Investigación Pesquera (FIP), en los 90's realizó estudios orientados a conocer los efectos de la salmonicultura en los lagos donde se desarrollaba esta actividad. Dicha información, junto con otros estudios disponibles, se encontraban poco actualizados, lo que ha llevado a la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura a priorizar la realización de estudios de calidad ambiental entre el 2012-2021 (primera a séptima etapa del proyecto), los que hoy requieren de continuidad.

Los cuerpos de agua continentales proporcionan bienes y servicios vitales para el bienestar y el desarrollo económico y social. Sin embargo, la transformación generalizada que han sufrido los ecosistemas durante los últimos 50 años, se ha presentado de forma rápida y extensa a tal punto que no es comparable con ningún otro periodo de la historia humana, y es así, como consecuencia de las actividades antrópicas, que se han generado modificaciones sustanciales sobre la capacidad de los ecosistemas para suministrar una amplia gama de bienes y servicios (Ryding & Rast 1993, Wetzel 2001, IETC 2001). Esto se evidencia en cambios en el uso de suelo nativo a suelos con actividad agrícola, ganadera o forestal, intensificación urbanística, sobreexplotación, contaminación, cambio climático e introducción de especies exóticas que compiten con las especies de flora y fauna autóctona (Lara *et al.* 1999, Alaback 1991, Donoso *et al.* 1998, Donoso & Lara 1999, Donoso & Otero 2005, Otero 2006). En este sentido, se ha datado que el reemplazo de bosque nativo por usos preferentemente agrícolas o ganaderos, influencia significativamente los flujos de nutrientes hacia las cuencas dulceacuícolas (Jordan *et al.* 1997, Kaste *et al.* 1997, Castillo *et al.* 2000, Oyarzún & Huber 2003). Cabe resaltar que esta tendencia permanece y se agudiza por factores como la presión demográfica, el cambio tecnológico, la integración de las economías y las deficiencias en los marcos institucionales locales, regionales y globales.

Lo anterior sumado a la reconocida capacidad de los sistemas lacustres para integrar los impactos ocurridos en su cuenca (ILEC 2005, Williamson *et al.* 2008), producto de las contribuciones que reciben desde diferentes fuentes, como las precipitaciones atmosféricas, flujo desde los afluentes del lago y desde la cuenca de drenaje (Dodds *et al.* 2012, ILEC 2005, Williamson *et al.* 2008), hacen que el transporte de materiales con distintas características y de distintos orígenes una vez ingresan al lago, se mezclen completamente en el volumen del agua de este (ILEC 2005, Williamson *et al.* 2008), reflejando así de forma acumulativa lo que ocurre en su cuenca como en los diferentes sistemas que lo rodean. Esto deja en manifiesto la importancia de monitorear y preservar los servicios ecosistémicos que entregan los recursos hídricos de la nación.

En los estudios de Woelfl *et al.* (2013) y Pesse *et al.* (2016a, 2016b, 2017a, 2017b, 2020, 2021) se ha encontrado que los sistemas lacustres estudiados son vulnerables a la eutroficación producto de las actividades antrópicas realizadas en su cuenca, y la realidad actual descrita en Pesse *et al.* (2021), indica que los lagos Araucanos y Patagónicos se encuentran mayormente en condiciones oligotróficas sin sobrepasar su capacidad de carga, sin embargo, en varios de ellos, se registraron factores ambientales que estarían indicando posibles efectos de la eutroficación, especialmente en aquellas bahías más someras y con mayores aportes antrópicos. En tanto, los lagos Chilotes oscilaron generalmente entre un estado distrófico a eutrófico inclusive mixotrófico, variabilidad



relacionada con las particularidades que posee cada uno presentando una elevada vulnerabilidad ambiental.

En Chile, aunque gran parte de las investigaciones de los sistemas lacustres han sido realizadas de forma puntual, exceptuando algunos estudios que abarcan un mayor periodo de tiempo (ej. Campos 1984, Campos *et al.* 1997, 1982, 1988, Prado-Fiedler *et al.* 1999, Soto 2002, Villalobos *et al.* 2003), estas investigaciones en su mayoría contemplan periodos reducidos de tiempo (< 1 año) y poseen baja frecuencia de muestreo (mayoritariamente mensual). Se estima necesario realizar nuevos estudios, en los que se describa el actual funcionamiento del sistema y se contemplen las nuevas presiones, donde se incremente la frecuencia de muestreo y el periodo de tiempo.

Se considera necesario implementar este tipo de registros en sistemas lacustres por la valiosa información y múltiples beneficios que se podrían generar al contar con ellos. Se ha incorporado en esta octava etapa del estudio el inicio del registro continuo de las variables limnológicas en el lago Llanquihue, previamente en la séptima etapa (Pesse *et al.* 2021), se incorporó el monitoreo mensual en una estación de columna de agua de este lago. Esta información periódica será también utilizada para validación y ajustes al modelo hidrodinámico implementado actualmente para el lago Llanquihue. Se ha seleccionado al lago Llanquihue para un monitoreo intensivo, evaluación continua de temperatura de la columna de agua y modelación hidrodinámica, ya que presenta información histórica consistente, además es vulnerable ambientalmente por su lento tiempo de renovación y gran cantidad de actividades en su cuenca. Es un sistema lacustre que otorga servicios ecosistémicos de gran relevancia a la región de los Lagos (Pesse *et al.* 2021), además de ser el segundo lago más grande de Chile. Por tanto, califica para la implementación de un modelo hidrodinámico acoplado a un modelo atmosférico, que junto al monitoreo mensual de variables abióticas en la estación C2 e instalación de sensores de registro continuo de variables limnológicas a lo largo de un año, nos permitirá evaluar la variabilidad anual de este con base en datos de corrientes y temperatura, con miras de que en el futuro con esta herramienta sea posible elaborar escenarios que posibiliten a la autoridad a tomar medidas preventivas en casos de contingencia.

Frente a diversas perturbaciones, los lagos en general presentan una respuesta lenta y no lineal (ILEC 2005, Scheffer & Jeppesen 1998). Empero, cuando las concentraciones de nutrientes van en aumento en el tiempo, y éstas sobrepasan la capacidad de resiliencia propias del lago, el cuerpo lacustre puede presentar un cambio brusco de su estado ambiental y ecológico, produciéndose un elevado incremento en las abundancias planctónicas que pueden asociarse a la eutroficación (ILEC 2005). Para retornar un lago a una condición inicial, se requiere de intensas labores de manejo, considerar la reducción en las contribuciones de nutrientes y mucho tiempo de trabajo, sin embargo, puede que las condiciones no retornen a las originales y no se evidencien cambios positivos de forma inmediata. Por lo tanto, el registro continuo de nutrientes en un lago permitiría trabajar en la detección de pequeños cambios y eventos singulares, además de obtener información de larga data para alimentar un modelo dinámico de nutrientes que nos permita mejorar nuestro entendimiento de un sistema lacustre, probar teorías, sobre todo para evaluar la calidad del agua de esos sistemas, y quizás predecir los efectos de la actividad humana sobre ellos (Movellán 2004). Para poder capturar el efecto del cambio climático se hace necesario realizar mediciones continuas y de largo plazo, que



permitan percibir posibles cambios y efectos en los cuerpos de agua, realizando mediciones de baja y alta frecuencia, para abarcar respuestas en diferentes procesos.

Por otro lado, los sistemas lacustres también se encuentran expuestos al cambio climático, tales como cambios en la temperatura de la columna de agua y el nivel del lago, lo que está asociado a factores tales como, la temperatura del aire y la precipitación. De acuerdo a las proyecciones climáticas realizadas para el sur de Chile, se pronostica un aumento en la temperatura y disminución en las precipitaciones (CEPAL 2012, Garreaud 2011). Si bien, se ha pronosticado una menor cantidad de precipitación, ésta se presentaría de forma más intensa en ciertos eventos, lo que podría traer consigo un incremento en las contribuciones de nutrientes y sedimentos desde las cuencas por eventos intensos de precipitaciones.

Los lagos son considerados centinelas por su sensibilidad a cambio globales, y su respuesta en el tiempo varía según las características y resiliencia propias que presenta cada lago, y de los factores externos que ejercen presión sobre ellos. Son casos de estudio por su alta capacidad de integrar información de los cambios producidos tanto en el lago, como en la atmósfera y cuenca (Adrian *et al.* 2009, Dodds *et al.* 2012, ILEC 2005, Williamson *et al.* 2014, 2008). Aquello debe ser tomando en cuenta, en especial para preservar la calidad ambiental de los lagos, siendo el conocimiento previo sobre su funcionamiento (Adrian *et al.* 2009) clave para su entendimiento y posterior manejo.

Considerando las problemáticas ambientales que afectan a los sistemas acuáticos y como estos afectan no solo al ambiente, sino que a las poblaciones humanas que habitan en sus cuencas, se ha visualizado la necesidad de incorporar estudios que integren lo social y lo ambiental. Desde la séptima etapa del estudio se ha hecho foco en determinar e incorporar los servicios ecosistémicos (SE), como una vía de reconocer la importancia de los beneficios de la interacción de los seres humanos con la naturaleza y los beneficios que esto conlleva (Díaz *et al.* 2018), y la conciencia de que es necesario preservar y mantener el ambiente se refleja en casi todos los ámbitos de trabajo, incluyendo la colaboración entre entidades gubernamentales, organizaciones privadas y científicas.

La sustentabilidad puede enfocarse desde tres puntos de vista: económico, ambiental y social. El punto de vista económico pretende maximizar el bienestar humano dentro de las limitaciones del capital, mientras que la perspectiva ambiental se enfoca en preservar la integridad de los sistemas ecológicos con el fin de asegurar la estabilidad del ecosistema global, siendo físicas y no monetarias sus unidades de medida. Por último, el ámbito social recalca que los agentes claves son los seres humanos, siendo la organización social el fundamento para encontrar las soluciones viables que permitan encontrar el desarrollo sostenible (Díaz *et al.* 2017).

Si bien el concepto de servicio ecosistémico (SE) se ha usado en la literatura desde los años 70's (Fisher *et al.* 2009), para el Ministerio del Medio Ambiente de Chile, los SE son definidos como "la contribución directa e indirecta de los ecosistemas al bienestar humano" (Evaluación de Los Ecosistemas de Milenio Española, 2011; TEEB 2014). Respecto a su clasificación, se puede utilizar la propuesta de la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA 2005), que clasifica los SE en cuatro grupos: provisión (i.e. madera, agua), regulación (i.e. control de inundaciones y de pestes), culturales (i.e. espirituales, recreación) y soporte (i.e. ciclo de nutrientes). En esta octava etapa del



estudio, se entrega un modelo conceptual de los SE del lago Rupanco, siendo una primera aproximación para la visualización de posibles efectos (sinérgicos/antagónicos), entre diferentes componentes asociados al sistema acuático.

Este estudio de lagos con acuicultura, busca mantener registros ambientales actualizados y fidedignos que permitan clasificar y conocer la evolución en el tiempo del estado ambiental, balance de nutrientes y capacidad de carga de los lagos donde se realizan actividades de acuicultura *in situ*, de modo que sea posible para la autoridad contar con antecedentes científicos que permitan establecer las medidas administrativas necesarias. La ampliación de estos estudios hacia un monitoreo de seguimiento ambiental de los lagos con actividades de acuicultura de la zona sur del país es fundamental para mantener el recurso hídrico para ésta y las futuras generaciones.



3. OBJETIVOS

Objetivo general

Evaluar el estado ambiental de los lagos, donde se realizan actividades de acuicultura y, mantener la información actualizada para la caracterización ambiental de cada uno de ellos.

Objetivos específicos

1. Evaluar el estado ambiental de ecosistemas lacustres que presentan actividades de acuicultura.
2. Implementar un modelo hidrodinámico para el lago Llanquihue.
3. Proponer un modelo conceptual identificando los servicios ecosistémicos de una cuenca lacustre con actividades de acuicultura.

4. METODOLOGÍA

Objetivo específico 1. *Evaluar el estado ambiental de ecosistemas lacustres que presentan actividades de acuicultura.*

La evaluación del estado ambiental lacustre implicó llevar a cabo monitoreos para obtener información ambiental actualizada de cada cuerpo de agua. Así también, se buscó información meteorológica, hidrológica, y de aportes de nutrientes específicos para cada cuenca.

Selección de puntos y época de muestreo: los lagos a monitorear fueron seleccionados, en las etapas precedentes del estudio, para lo anterior se consideró exclusivamente el monitoreo de aquellos lagos donde se ha realizado actividad de acuicultura y existieran concesiones de acuicultura activas (cultivo en balsas jaula).

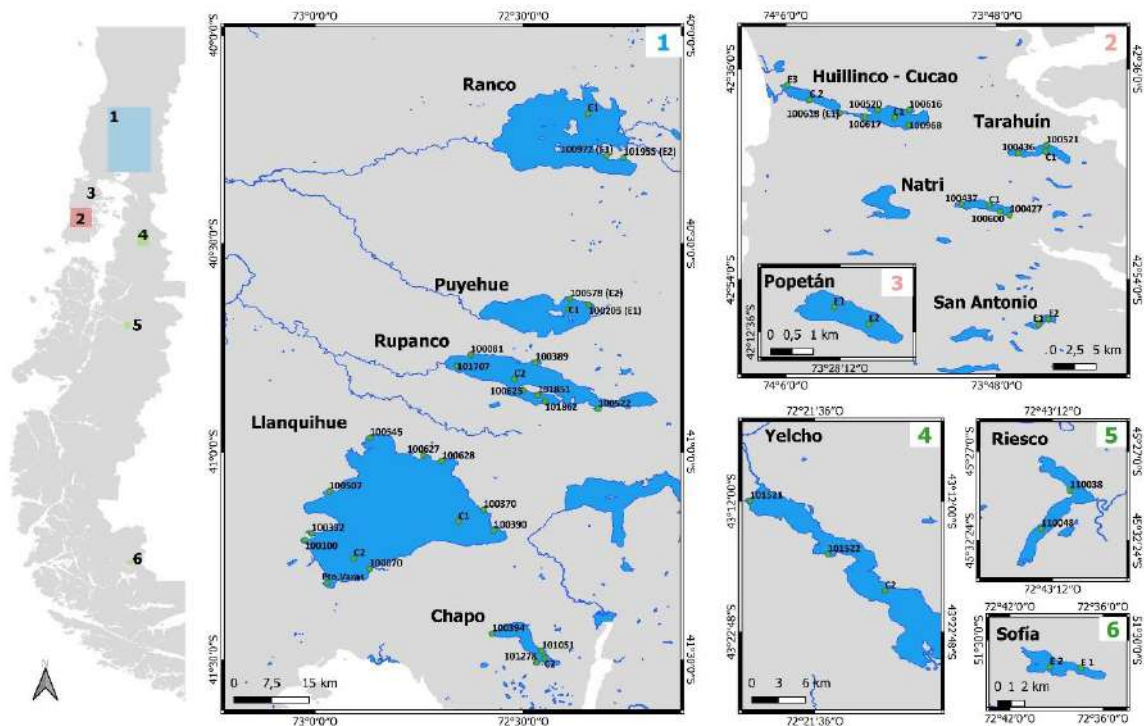


Figura 1. Estaciones de muestreo en los lagos Araucanos (1), Chilotos (2, 3) y Patagónicos (4, 5, 6) en estudio.

Los lagos en estudio son 14: 5 lagos Araucanos (Ranco, Puyehue, Rupanco, Llanquihue y Chapo); 6 lagos Chilotos (Popetán, Huillínco – Cucao, Tarahuín, Natri y San Antonio), y 3 lagos Patagónicos (Yelcho, Riesco y Sofía) (Figura 1). Se conservó el mismo diseño y estaciones de muestreo usado en las etapas previas del proyecto (Anexo Tabla 2, 3 y 4). En cada lago se seleccionaron puntos de muestreo asociados a cada uno de los centros de cultivos y sitios de referencia en las áreas de mayor profundidad de cada lago, en los cuales se midieron variables físicas, químicas y biológicas de la



columna de agua, así también se tomaron muestras para el análisis de comunidades zooplanctónicas y fitoplanctónicas.

Para la evaluación de los sedimentos, se tomaron muestras en dos bahías seleccionadas previamente, estaciones que se escogieron de acuerdo a los resultados de etapas previas, en relación a valores de materia orgánica mayor a 9 %, pH menor a 7,1, potencial redox menor a 50 mV y/o mayor producción acuícola. Otro criterio a la hora de seleccionar las estaciones sedimentológicas fue que contaran con una profundidad menor a 60 m, y se declararía fondo duro después de 5 lances de draga donde no se obtuviera muestra. En estas estaciones se tomaron muestras de sedimento para análisis de materia orgánica y granulometría en triplicado en cada estación seleccionada, midiendo *in situ*, temperatura, pH y potencial redox (Tabla 5, 6 y 7 del Anexo). La época de muestreo seleccionada para realizar el monitoreo regular de calidad ambiental lacustre, fue primavera 2020 – verano de 2021. Este monitoreo se realizó de manera anual para los catorce lagos.

1. Evaluación de variables limnológicas - fisicoquímicas y biológicas

1.1. Monitoreo de columna de agua

En cada punto de muestreo de agua se midió la transparencia mediante la utilización de un disco Secchi, y perfiles de temperatura (°C), conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$), oxígeno disuelto (mg/L), y fluorescencia utilizando una sonda multiparamétrica (Sea Bird 19 Plus) programada para registrar cuatro datos por segundo). Para ello, se sumergió la sonda multiparamétrica a 5 m de profundidad por un periodo de 5 minutos, con el fin de estabilizar el equipo, luego se subió a ras de agua, y se bajó lentamente hasta la profundidad máxima de la estación, sin tocar el fondo, subiendo el equipo luego lentamente hasta la superficie. Así también, se midió pH usando medidor ORION A324 con electrodo Ross Ultra, en las mismas profundidades donde se extrajeron muestras para la determinación de clorofila y nutrientes (Anexo Tablas 1, 2, y 3).

En puntos discretos de la columna de agua, se tomaron muestras de agua para análisis de los nutrientes: fósforo total (PT), nitrógeno total (NT), amonio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-) y ortofosfato (PO_4^{3-}) mediante la utilización de una botella Niskin. De los cuales se extrajeron 500 ml para el análisis de PT y NT, NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- y PO_4^{3-} y 125 ml para análisis de silicato.

El análisis de PT se realizó mediante digestión ácida y oxidación con Persulfato de Potasio según Koroleff (1983) y 4500-P B/5, Standard Methods (2005), L.D.: 0,005 mg P/L. El análisis de NT se realizó mediante el método de digestión básica con Hidróxido de Sodio y Persulfato de potasio según Koroleff (1983) y 4500-N/C y 4500- NO_3^- -E Standard Methods (2005), Segmented flow analisis Modul SKALAR, L.D.: 0,015mg N/L. El análisis de amonio se realizó mediante el método de fenato (SM 4500 – NH_3 F), L.D.: 0,003 mg N/L. El fósforo soluble fue medido mediante la técnica 4500-P del Standard Methods (2005), Segmented flow analisis Modul SKALAR, L.D.: 0,002 mg N/L. El nitrato fue medido mediante la técnica 4500- NO_3^- – E Standard Methods (2005), segmented flow analisis Modul SKALAR, L.D.: 0,002 mg N/L. Estos procedimientos fueron realizados en el laboratorio LIMNOLAB de UACH Valdivia. El silicato se analizó según la metodología de Strickland y Parson (1972), con un L.D.: 0,005 mg/L. Las muestras obtenidas se almacenaron en botellas plásticas conservadas a -20 °C hasta el momento del análisis en laboratorio. Estos análisis fueron realizados en laboratorio químico de IFOP.



En los lagos ubicados en la isla de Chiloé se consideró además el análisis de materia orgánica disuelta coloreada (MODC) según metodología de Kirk (2011), con el fin de cuantificar los componentes absorbedores de la radiación que afecten las propiedades bio-ópticas y su relación con el resto de las variables físico-químicas y biológicas de cada lago. Para ello, se tomaron muestras de agua con la botella Niskin en todas las estaciones y a cada profundidad, las cuales fueron almacenadas en botellas de polipropileno de 125 ml. En laboratorio fueron filtradas con un filtro de 0,2 μm (Nucleopore, policarbonato) y se obtuvieron los espectros totales de estas muestras de agua filtrada en un espectrofotómetro Shimadzu UV-Visible, utilizando como blanco agua pura (Alpha-Q, MilliQ o nanopure). La longitud de onda seleccionada como indicador de la cantidad de gilvin presente en las muestras de agua fue de 440 nm. Estos análisis fueron realizados en el laboratorio de Ecología Aplicada de UACH Valdivia.

Para el muestreo de clorofila *a* se utilizó el mismo contenido de la botella Niskin utilizada en el muestreo para variables físicoquímicas en las mismas profundidades. Se extrajo 1 L de agua para clorofila *a*. Posteriormente, la determinación de clorofila *a* se realizó filtrando 1 L de agua, antes de que transcurrieran 6 hrs. de colectada la muestra, a través de filtros de fibra de vidrio Whatman GF/F. Los filtros fueron congelados a -18 °C hasta el momento de la extracción con acetona al 90 %. Los extractos acetónicos (10 ml) fueron almacenados en oscuridad a 4 °C durante 24 horas, luego filtrados a través de filtros de fibra de vidrio Millipore de 12 mm de diámetro e inmediatamente leídos en un espectrofotómetro Shimadzu UV-1203. La concentración de clorofila *a* se calculó según ecuaciones de Jeffrey & Humphrey (1975). Este análisis fue realizado en el laboratorio químico de IFOP en Pto. Montt.

Para el estudio del fitoplancton, se realizó un análisis cualitativo y cuantitativo integrado de fitoplancton en cada estación de muestreo. El análisis de fitoplancton cualitativo se realiza para aumentar la probabilidad de coleccionar mayor número de especies, principalmente a aquellos fitoplanctónicos con flotabilidad positiva como, por ejemplo: *Botryococcus* o *Microcystis*; o aquellos que con ayuda de sus flagelos pueden nadar y escapar, pudiendo quedar sub-representados por los análisis cuantitativos colectados con botella. Las muestras de fitoplancton cualitativo fueron tomadas entre 0 y 40 m de profundidad o la máxima profundidad posible dependiendo de la batimetría de la estación de muestreo. Para cada estación de muestreo, se analizaron tres alícuotas de 1 ml de las muestras cualitativas en cámara Sedgewick Rafter obteniendo una diversidad fitoplanctónica inicial.

El análisis cuantitativo se realizó de acuerdo al método de Mischke *et al.* (2012), el cual complementa el método de Utermöhl al evaluar además el biovolumen de la muestra. Consistió en: conteos de la cámara completa de meso-fitoplancton bajo aumento (10x), posteriormente se realizaron conteos por transecto con aumento (32x). La determinación de la composición específica se realizó mediante la utilización de un microscopio invertido (Leica DM1000), utilizando la siguiente literatura: 1. Bacillariophyceae (Diatomeas): Krammer & Lange-Bertalot (1991, 2000), Rivera (1970), Rivera *et al.* (1973), Rivera (1974), Rivera *et al.* (1982); 2. Chlorophyta (Algas verdes): Parra *et al.* 1982a; 3. Cyanophyceae (Algas verde-azules): Parra *et al.* (1982b) y 4. Chrysophyceae: Parra *et al.* (1982c). Los análisis de fitoplancton fueron realizados por AquaEcos_laboratorio y consultoría.



Para el muestreo de zooplancton, en cada estación de muestreo de columna de agua, se utilizó una red de 80 μm (apertura: 40 cm), la cual se sumergió hasta 60 o 2 m sobre la profundidad máxima cuando ésta era menor a 60 m. La muestra se almacenó en frascos de 125 ml y se fijó con alcohol al 70 %. Para conocer el volumen que filtra la red, se midió el diámetro de la boca de la red y la profundidad a la cual fue sumergida, con ello se calculó el volumen filtrado y se obtuvo la densidad de individuos por litro. Las muestras fueron analizadas utilizando en lupa estereoscópica Wild M3 en la cámara de conteo de zooplancton y se utilizaron las descripciones de Araya & Zúñiga (1985), Williamson & Reid (2001) y Wallace & Snell (2001). Los análisis de fitoplancton fueron realizados por AquaEcos laboratorio y consultoría.

1.2. Monitoreo de sedimentos

El estudio de sedimentología se realizó en al menos dos estaciones de muestreo cercanas a concesiones de acuicultura en todos los lagos estudiados (Anexo Tablas 4, 5 y 6). Para el análisis de sedimento se extrajeron muestras en cada punto ($n=3$) mediante la utilización de una draga de cierre hermético con ventanas abatibles (Petit Ponar, Wildco) controlada por un huinche. Con las muestras de sedimento se midió *in situ* las variables de temperatura, pH y potencial redox desde los 3 primeros centímetros del sedimento utilizando un multiparamétrico (ORION A324, electrodo específico). Con la ayuda de una espátula se extrajo desde una de las ventanas una muestra de sedimento desde los 3 primeros centímetros (100 g aprox.). El material fue depositado en botellas de 150 ml para el posterior análisis de materia orgánica. Otros 150 g serán extraídos desde la ventana opuesta hasta los primeros 3 cm para el análisis granulométrico y textural. Todas las muestras fueron depositadas en cajas térmicas a una temperatura máxima de 4 °C, debidamente etiquetadas, y trasladadas al laboratorio para su análisis. Los análisis de materia orgánica fueron realizados en el laboratorio de química de IFOP Puerto Montt, en tanto los análisis de granulometría fueron realizados por Linnaeus_laboratorio ambiental.

El análisis granulométrico se realizó mediante tamizado, que permitió separar los rangos texturales de los sedimentos de acuerdo a la escala de tamaños de Wentworth (1922). En el laboratorio, una vez obtenidos los pesos de cada fracción de tamaño, a partir del análisis de tamizado, fueron expresados los valores en porcentaje diferencial respecto del peso total. Posteriormente, se estimó el diámetro medio (tamaño medio) y los parámetros de dispersión (selección y asimetría) mediante análisis estadístico utilizando los criterios de Folk y Ward (1957). En la estimación del diámetro medio, los datos fueron representados en la escala logarítmica phi (ϕ) con el propósito de realizar la descripción de los datos mediante numeración entera (Folk 1980), de acuerdo a la siguiente ecuación: $\phi = -\log_2 D$, donde D es el diámetro de la partícula en mm. Para la clasificación de los sedimentos se aplicó el triángulo ternario de Folk *et al.* (1970) que considera la participación de la fracción psefítica (gravas). Los parámetros texturales permiten efectuar un análisis descriptivo sobre la distribución textural de los sedimentos (triángulos texturales) y otros estadísticos (Folk & Ward 1957) que utiliza las medidas de tendencia central (media, mediana) y de dispersión (desviación estándar) para inferir las condiciones asociadas al ambiente de depositación, así como su distribución espacial principalmente en asociación con el comportamiento de las profundidades en el sector.

El análisis materia orgánica se analizó realizando en primer lugar una homogenización de la muestra, desde la cual se tomó una submuestra de aproximadamente 10 g, la cual fue secada a 100 °C por un



periodo de 8 horas. Posteriormente se tararon los crisoles, se pesaron con las submuestras, las cuales fueron posteriormente calcinadas a 450 °C (mufla) durante 5 horas. Los crisoles con las submuestras se dejaron enfriar en un desecador, para finalmente pesar los crisoles con las submuestras calcinadas. Por diferencia de peso se obtuvo el peso de la materia orgánica total de cada submuestra (Byers *et al.* 1978).

1.3. Estado trófico y capacidad de carga de lagos Araucanos y Patagónicos

Trofia de lagos Araucanos y Patagónicos

Para evaluar el estado trófico de los lagos Araucanos y Patagónicos se utilizaron los límites fijados en la Guía de Norma Secundaria (CONAMA 2004) para los parámetros de trofia (transparencia, PT, NT y clorofila *a*), de acuerdo a la Tabla 1, que se visualiza a continuación:

Tabla 1. Límites utilizados para la clasificación del estado trófico de lagos.

	Ultraoligotrofia	Oligotrofia	Mesotrofia	Eutrofia
Transparencia (m)	> 20	10 - 20	5 - 10	< 5
Fósforo total (µg/L)	< 5	5 - 10	10 - 20	>20
Nitrógeno total (µg/L)	< 60	60 - 250	250 - 400	> 400
Clorofila <i>a</i>	< 1	1 - 3	3 - 10	>10

Índice de Carlson para lagos Araucanos y Patagónicos

Como una forma de ver y establecer los niveles de trofia a través de las diferentes etapas y en los 8 lagos Araucanos y Patagónicos estudiados se realizó el cálculo del índice de Carlson - Simpson (1996) donde se utilizó el promedio por etapa y por lago de la concentración de fósforo Total (PT) en µg/l a 0m, la concentración de clorofila-*a* a 0m (Cla) en µg/l y transparencia del disco Secchi (m) en cada estación de muestreo. Este índice varía entre 0 y 100, de acuerdo a las siguientes ecuaciones:

Ecuación 1: $TSI.SD = 60 - 14,41 * (\log(\text{Secchi}))$

Ecuación 2: $TSI.PT = (14,42 * \log(PT)) + 4,15$

Ecuación 3: $TSI.Cla = (9,81 * \log(Cla)) + 30,6$

Donde

TSI.SD = Índice de Carlson para transparencia del disco de Secchi

TSI.PT= Índice de Carlson para fósforo total

TSI.Cla = Índice de Carlson para clorofila *a*.

El valor de TSI (Trophic State Index) como indicador se interpretó de acuerdo a la Tabla 2:

Tabla 2. Rangos tróficos según valor de TSI (Trophic State Index).

Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
<40	40-50	50-70	>70

La relación entre las variables se puede interpretar de acuerdo a la Tabla 3:

**Tabla 3.** Relación entre las variables TSI (adaptado de Carlson & Simpson, 1996).

Relaciones entre las variables TSI	Condiciones
TSI.Cla = TSI.PT = TSI.SD	Algas dominan la atenuación de la luz; NT/PT ~ 33:1.
TSI.Cla > TSI.SD	Grandes partículas como <i>Aphanizomenon</i> , son dominantes.
TSI.PT = TSI.SD > TSI.Cla	Partículas que no son algas o el color dominan la atenuación de la luz.
TSI.SD = TSI.Cla > TSI.PT	El fósforo limita la biomasa (NT/PT > 33:1).
TSI.PT > TSI.Cla = TSI.SD	Las algas dominan la atenuación de la luz, pero algunos factores como la limitación de nitrógeno, el pastoreo de zooplancton o los tóxicos limitan la biomasa de algas.

Una vez calculado los índices de Carlson para las variables individuales que lo componen y para poder visualizar la variabilidad en el espacio y en el tiempo se realizó un gráfico ternario que transforma proporcionalmente estos índices individuales.

Capacidad de carga

Para evaluar la capacidad de carga, se utilizó el modelo desarrollado por OECD 1982, donde se calculó la carga crítica y actual de fósforo total (PT) por lago. Sumado a lo anterior, para el lago Llanquihue se actualizó la carga crítica y actual de nitrógeno total (NT), en tanto para el lago Rupanco se desarrolló por primera vez la capacidad de carga con respecto al NT. Este modelo considera en su mayoría pocos factores, principalmente la profundidad promedio del lago y el tiempo de renovación teórico del volumen del lago, con lo cual, finalmente es posible determinar además la carga crítica (permisible) para mantener un lago en un estado oligotrófico y no superar los 10 µg/L de fósforo total, y los 250 µg/L de nitrógeno total. Si se sobrepasaran estas concentraciones, de manera separada y/o conjunta, los lagos en general entrarían a un estado mesotrófico.

Se utilizó la ecuación 4 según Vollenweider para calcular la carga crítica, es decir, la carga de nutrientes que debe contener un lago para pasar del estado oligotrófico a mesotrófico. Esta ecuación es considerada actualmente por la Comunidad Europea en su directiva (78/659/EEC) para lagos templados con una profundidad máxima entre 18 y 300 m. Para lagos con un tiempo de renovación < 1 año, las diferencias aumentan considerablemente (hasta factor 2 o más), siendo las diferencias independientes de la profundidad.

Ecuación 4: Carga crítica PT (mg/m²*año) = 10 qs · (1+ √Tw) Carga crítica NT (mg/m²*año) = 250 qs · (1+ √Tw)



Donde:

z: Profundidad media (volumen/área) del lago (m).

Tw: Tiempo de renovación del agua (años).

qs: Carga hidráulica (z/Tw).

El cálculo del tiempo de renovación (Tw) se calculó de la siguiente manera:

$$\text{Ecuación 5 } Tw = \text{vol. lago} / \sum Q \text{ sub.}$$

Donde:

vol. lago: Volumen del lago (km³)

$\sum Q$ sub.: Suma de los caudales o escorrentías provenientes de las subcuencas que posee el lago en estudio (km³/año).

a) Estimación de la carga actual con modelo predictivo

En base a la concentración promedio de PT y NT en la columna de agua de los lagos en estudio, se calculó la carga actual de fósforo total para todos los lagos araucanos y Patagónicos, y la carga actual de nitrógeno total para los lagos Llanquihue y Rupanco, de acuerdo a las fórmulas predictivas de Vollenweider (1976) (Ecuación 6). Estos valores se compararon con lo obtenido en los ingresos del balance de nutrientes cotejando así la predictibilidad de este modelo.

La carga actual de PT y NT, según corresponda en los lagos de estudio, se calculó con la siguiente fórmula:

$$\begin{aligned} \text{Ecuación 6: Carga actual (mg/m}^2\text{/año)} &= PT * z/Tw / (1-R) \\ \text{Carga actual (mg/m}^2\text{/año)} &= NT * z/Tw / (1-R) \end{aligned}$$

Donde:

PT: Concentración actual promedio de PT en la columna del lago.

NT: Concentración actual promedio de NT en la columna del lago.

z: Profundidad media.

Tw: Renovación teórica del volumen del lago.

R: Coeficiente de retención ($R = 1 / (1 + (1/\sqrt{Tw}))$).

1.4. Estado trófico de lagos Chilotes

Para evaluar el estado trófico de los lagos Chilotes se utilizó el modelo conceptual nutriente color propuesto por Williamson *et al.* (1999) y posteriormente modificado por Webster *et al.* (2008) (Figura 2). Este modelo conceptual se basa en la utilización de dos variables, fósforo total (µg/L) y color (mg Pt/L) (Williamson *et al.* 1999, Webster *et al.* 2008). Como límite de fósforo total utilizamos la concentración de 10 µg/L, que corresponde al límite de un estado oligotrófico en sistemas lacustres. Para la variable de color se utilizó como límite 20,46 mg Pt/L (Webster *et al.* 2008), para definir entre bajo y elevado color del lago.



Figura 2. Modelo conceptual nutriente color (Williamson *et al.* 1999, Webster *et al.* 2008).

El análisis de color se realizó según la metodología de Kirk (2011). Para ello, se tomaron muestras de agua en profundidades y estaciones definidas en Tabla 2 del Anexo. Las muestras fueron filtradas a través de filtros de policarbonato de 0,2 µm de poro, almacenadas en botellas de polipropileno de 125 ml y refrigeradas hasta su análisis. Los espectros totales se obtuvieron por medio de un espectrofotómetro Shimadzu UV-Visible, utilizando como blanco agua pura (MilliQ). Para calcular el valor de color se determinó el coeficiente de absorción (gilvin, m⁻¹) (Cuthbert & del Giorgio 1992), según la siguiente ecuación:

$$\text{Ecuación 7: Gilvin (m}^{-1}\text{)} = 2,303 * D / r$$

Donde “D” corresponde a la medición de absorbancia a 440 nm (Cuthbert & del Giorgio 1992, Kirk 2011) y “r” es la longitud de la celda en metros. A partir del coeficiente de absorción se determinó el valor de color, utilizando la siguiente ecuación (Cuthbert & del Giorgio 1992):

$$\text{Ecuación 8: Color (mg Pt/L)} = 18,216 * g_{440} - 0,209$$

1.5. Balance hidrológico y de nutrientes por sistema lacustre

Se realizó una estimación del **balance hidrológico** anual actualizado para el año 2020 para los lagos considerados en este objetivo, utilizando la siguiente ecuación:

$$\text{Ecuación 9: } R + P = S + Ev + D \pm \Delta L$$

Donde:

R: Entradas ríos y/o esteros.

P: Precipitaciones.

S: Salidas efluente.

Ev: Evaporación del lago.

D: Drenaje profundo del lago.

ΔL: Variación de la reserva del lago.



En cuanto al cálculo y determinación de la cuenca hidrográfica de cada lago, se utilizó información actualizada obtenida a partir de la II etapa proyecto. Para ello se utilizaron imágenes de Radar ASTER Global Digital Elevation Model (GDEM), con las cuales se procedió a realizar un mosaico del área de estudio, con el objetivo de generar un DEM (Digital Elevation Model), posteriormente se generaron análisis de Pendientes, de Dirección y Acumulación de Flujos. A partir de éstos se obtuvo la cuenca y las sub-cuencas de cada lago. Este análisis raster se vectorizó y geoprocesó para evitar errores topológicos en posteriores análisis geoespaciales.

Finalmente, se trabajó con la información de uso de suelo del catastro vegetacional de Chile (CONAF-CONAMA-BIRF 2007, 2013), con la cual se generaron análisis espaciales a partir de la definición de cuencas y sub-cuencas para obtener el uso de suelo por cada unidad hidrográfica definida anteriormente, utilizando el software ArcGis 10.

Una vez definidas las subcuencas, el uso de suelo, y las características y series de suelo para cada una de las subcuencas, se estimaron las entradas de agua provenientes de ríos, laderas y pequeños esteros a cada lago mediante el método de la Curva Número (SCS 1975). Las características de los suelos y las series de suelo se obtuvieron a partir de los mapas de SERNAGEOMIN y de literatura.

La Curva Número (CN) refleja la reacción de una superficie con un determinado uso de suelo en términos de escorrentía, según las condiciones de humedad del suelo, es decir, la CN es el porcentaje de la lluvia incidente que llega a ser escorrentía. La relación entre CN, almacenaje de agua y escorrentía es:

$$\text{Ecuación 10: } Q = (P - 0,28 S)^2 / (P + 0,8 S)$$

Donde:

Q: Caudal o escorrentía de cada microcuenca (m³/año)
S: Retención potencial (mm)
P: Precipitación (mm/año)

El parámetro S (unidades SI, mm) se estimó con la ecuación:

$$\text{Ecuación 11: } S = (25400 - 254 CN) / CN$$

Donde:

CN: Curva número (0 < CN < 100)

CN es igual 100 para suelos impermeables y menor a 100 para suelos naturales.

Se aplicó la CN a las subcuencas definidas por cuenca de lago, considerando el grupo hidrológico de suelo, de acuerdo a sus capacidades de infiltración. El volumen de escorrentía para cada una de las subcuencas con distintos usos de suelo, se obtuvo calculando una CN ponderada para cada subcuenca y luego utilizando las ecuaciones a) y b).



Las precipitaciones se obtuvieron de estaciones meteorológicas de la red agrometeorológica del INIA y DGA-MOP cercanas a los lagos, actualizadas al año 2020.

En relación a la evaporación del lago, se utilizaron los datos disponibles en la red DGA (Balance Hídrico de Chile 1988). En el balance hidrológico anual para el lago en estudio la variación de la reserva del lago se consideró igual a cero.

Para la determinación de caudal de los efluentes de los lagos que no contaban con información óptima para representar el comportamiento hidrológico de su desagüe, se utilizó el método de transposición de caudales entre cuencas. Para ello se utilizó el método propuesto en las “Guías metodológicas para presentación y revisión técnica de proyectos de bocatamos de la DGA-MOP” (2016), que está basado en el método de Verni-King.

Este método permite generar caudales para cuencas donde no existe información fluviométrica observada, a partir de datos en cuencas con información fluviométrica existente. Esta metodología consiste en determinar un coeficiente o factor de transposición (FT), de acuerdo a las características morfológicas e hidrológicas de las cuencas con información fluviométrica, y multiplicarlo por la estadística existente para generar datos en la cuenca sin información.

El procedimiento a utilizar para la generación de caudales se detalla a continuación:

- Selección de una estación fluviométrica que se considere representativa.
- Definición de cuencas hidrológicas, utilizando información de escala 1:50.000, de la estación fluviométrica y del punto de interés (en este caso, desagüe del lago).
- Estimación del área de cada cuenca.
- Estimación de la precipitación efectiva anual de cada cuenca.
- Cálculo del Factor de Transposición (FT):

Ecuación 12: $FT = (P1 - E1) * \text{Área1} / (P2 - E2) * \text{Área2}$

Donde

Área1: Área de drenaje de la cuenca sin datos (km²).

P1: Precipitación anual de la cuenca sin datos (km²).

E1: Evapotranspiración anual de la cuenca sin datos (km²).

Área2: Área de drenaje de la cuenca con datos (km²).

P2: Precipitación anual de la cuenca con datos (km²).

E2: Evapotranspiración anual de la cuenca con datos (km²).

Generación de los caudales en el punto de interés mediante el método de transposición de cuencas:

$$Q1 = Q2 * F.T.$$

Donde:

Q1: Caudal generado.

Q2: Caudal conocido.



El **balance de nutrientes** de cada cuerpo de agua, se realizó para cuantificar las entradas, salidas, y la concentración de nutrientes resultante en la columna de agua, realizando un balance másico de nutrientes (fósforo total y nitrógeno total, según lago en estudio). Para este cálculo se incluyeron las fuentes puntuales y difusas.

La actividad de acuicultura en balsas jaulas es considerada una fuente puntual, información que se extrajo en base a información entregada por la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (SUBPESCA) para el año 2020. La carga de nutrientes que aporta esta actividad fue obtenida realizando un retro cálculo a partir de los datos de producción neta de peces, estimando que cada tonelada de peces producida aportaría 9,3 kg de fósforo, y 47,6 kg de nitrógeno (Wang *et al.* 2012) (donde la producción neta = producción bruta – abastecimiento). En consecuencia, el aporte de fósforo mostró la misma tendencia temporal que la producción neta de los peces. En el caso que, el lago ya no cuente con concesiones operativas, no se consideraron los aportes de nutrientes desde las balsas jaula.

En tanto, en relación a los aliviaderos de tormenta Santa Rosa y Puerto Chico, ubicados en la costanera de la ciudad de Puerto Varas, se obtuvo del Tercer Tribunal Ambiental, a través del sistema de gestión de casos, en expediente causa n° D-30-2017, demanda de la Ilustre Municipalidad de Puerto Varas con Essal S.A. Allí se registraron los caudales informados por Essal S.A. para el año 2020.

El periodo para el cual se calculó el balance de nutrientes fue entre enero y diciembre del 2020. Esto, dado que, una de las principales fuentes aportantes de nutrientes, la salmonicultura en balsas jaulas, declara su producción al Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (SERNAPESCA), la cual está disponible con cierto periodo de desfase. Es decir, la producción acuícola del año 2020 se puede obtener a partir de marzo del 2021.

Los aportes de nutrientes desde las fuentes difusas fueron estimados sumando las cargas medidas y/o estimadas en base de la literatura disponible (ej. escorrentía de cada subcuenca de cada cuenca del lago según uso de suelo, tipo de suelo y precipitación (CN), y coeficientes de exportación de nutrientes según uso de suelo. Se utilizaron índices de exportación de nutrientes a partir de literatura nacional (Pesse *et al.* 2019, Hervé-Fernández *et al.* 2016, Oyarzún *et al.* 1997, Gavazov *et al.* 2017, He *et al.* 2020, y Vera *et al.* 2020).

La carga de PT y NT aportada por la población ubicada en la cuenca de los lagos en estudio, se calculó según la metodología de la primera etapa de este proyecto (misma metodología de Campos, 1991), determinando primeramente el número de casas en la cuenca de drenaje del lago, tomando en consideración el aporte por asentamientos humanos fuera del radio de las concesiones de tratamiento de agua servidas, en un margen de 200 m sobre la ribera del lago, conteo que se realizó a través de las imágenes satelitales del Google-Earth. Por casa contabilizada se consideró un núcleo familiar compuesto por 4 personas de forma permanente durante el año completo, con un aporte por persona al día de 1,6 g de PT y 10,4 g de NT (D.S. N°90, específicamente en la Tabla Fuente Emisora “Carga Contaminante”).

Además, se consideró un flujo de turistas relacionados a cada lago por un tiempo de residencia de 5 días al año.



Los valores de Residuos Líquidos Industriales o descargas de actividades antrópicas se obtuvieron de la Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS), a través del Ministerio de Medio Ambiente o en su defecto de las declaraciones de Impacto Ambiental.

Los ingresos de nutrientes (PT y NT) se calcularon de la siguiente manera:

$$\text{Ecuación 13: } \text{PT y NT ingreso (ton/año)} = \text{Carga f. difusas} + \text{Carga prec.} + \text{Carga f. puntuales.}$$

Donde:

PT y NT ingreso: Aporte fósforo/nitrógeno externo.

Carga f. difusas: Carga fósforo/nitrógeno fuentes difusas

Carga prec.: Carga fósforo/nitrógeno por precipitación

Carga f. puntuales.: Carga fósforo/nitrógeno por fuentes puntuales

El **balance de nutrientes** se calculó mediante la siguiente ecuación:

$$\begin{aligned} \text{Ecuación 14: } \Delta [\text{PT}] (\text{ton/año}) &= \text{PT ingreso} - \text{PT salida} \\ \Delta [\text{NT}] (\text{ton/año}) &= \text{NT ingreso} - \text{NT salida} \end{aligned}$$

Donde:

$\Delta [\text{PT}, \text{NT}]$: Variación de carga de fósforo total y nitrógeno total (ton/año).

PT ingreso: Aporte fósforo total externo (ton/año).

NT ingreso: Aporte nitrógeno total externo (ton/año).

PT salida: Salida fósforo total por efluente (ton/año).

NT salida: Salida nitrógeno total por efluente (ton/año).

De acuerdo a esta ecuación, se asume que, los nutrientes que no salen por el efluente quedan retenidos en el lago mismo, con posterior sedimentación, calculándose para ello el porcentaje de sedimentación de nutrientes:

$$\begin{aligned} \text{Ecuación 15: } \text{PT que sedimenta (\%)} &= \frac{\text{PT ingreso} - \text{PT salida}}{\text{PT ingreso}} * 100 \\ \text{NT que sedimenta (\%)} &= \frac{\text{NT ingreso} - \text{NT salida}}{\text{NT ingreso}} * 100 \end{aligned}$$

Para determinar la descarga de nutrientes por el efluente, se asume, según el modelo de Vollenweider, que la concentración de nutrientes en el efluente es igual a la concentración promedio en la columna de agua del lago. La descarga o salida de agua del efluente fue multiplicado por el promedio de la concentración de nutrientes de la columna de agua.

La ecuación para determinar la descarga por el afluyente es la siguiente:

$$\begin{aligned} \text{Ecuación 16: } \text{E. efl.} &= Q * [P] \\ \text{E. efl.} &= Q * [N] \end{aligned}$$

Donde:

E. efl.: Egreso de nutrientes (ej. en kg o ton) por efluente durante un año.

Q: Caudal promedio durante periodo n (m^3), ej. un año.

[P, N]: Concentración de nutrientes que corresponde a un periodo determinado (año 2020).



Determinación del contenido de fósforo total y nitrógeno total contenido en los lagos en estudio

Para la determinación de contenido de fósforo en el lago, se calculó el promedio geométrico de fósforo total y nitrógeno total en la columna de agua del lago por el volumen total del lago, utilizando la siguiente ecuación:

$$\begin{aligned}\text{Ecuación 17: } P_{\text{lago}} &= [P]_{\text{geo}} * Vol \\ N_{\text{lago}} &= [N]_{\text{geo}} * Vol\end{aligned}$$

Donde:

P lago: Contenido de P en el lago

N lago: Contenido de N en el lago

[P]geo: cc promedio geométrico de concentración de fósforo en la columna del lago (mg/m³).

[N]geo: cc promedio geométrico de concentración de nitrógeno en la columna del lago (mg/m³).

Vol: Volumen de lago (m³).

Este valor es insumo para el posterior cálculo de la carga actual del modelo de capacidad de carga.

Monitoreo intensivo de variables abióticas en lago Llanquihue

Se seleccionó el lago Llanquihue para realizar un monitoreo intensivo, producto de su vulnerabilidad ambiental y amplia gama de servicios ecosistémicos. Esto conlleva la necesidad de conocer las variaciones en el ciclo estacional. Se escogió una zona del lago que involucro una profundidad muy cercana a la máxima profundidad del lago (~317 m), específicamente la denominada estación Control 2 (C2, ~263 m), estación que presenta una buena factibilidad logística para ser evaluada de manera mensual, además de encontrarse en el área oeste del lago, la cual presenta mayor presión por uso antrópico.

Este monitoreo intensivo comenzó en abril del 2020 con un monitoreo mensual de variables físicas (perfiles de temperatura, oxígeno y conductividad), junto con el análisis de nutrientes y clorofila a, a 8 profundidades (0-10-20-30-40-50-80-250 m de profundidad), registrándose además el fitoplancton cualitativo y cuantitativo, y zooplancton, se consideran las mismas metodologías de toma de muestras y análisis utilizados para el monitoreo regular tratado entre el punto 1.1.

Monitoreo continuo de temperatura y oxígeno en la columna de agua en la estación C2 del lago Llanquihue

En la estación de muestreo C2 del lago Llanquihue se instaló una línea con tres sensores (superficie (a 15 m), medio (a 50 m) y fondo (a 250 m). De acuerdo al conocimiento previo de la estratificación térmica del lago, estas profundidades se consideraron representativas del epilimnion, metalimnion e hipolimnion, para la medición de variables físicas de la columna de agua, con énfasis en la medición de temperatura, como se describe a continuación.

La estación de muestreo C2 del lago Llanquihue, se encuentra aproximadamente a 8 millas náuticas al noroeste de la bahía de Puerto Varas y su profundidad alcanza a los 263 m. Presenta fondo parejo y con lecho con capa de sedimentos no compactados de al menos 10 cm o más.

El día 7 de mayo de 2021 se procedió a fijar un anclaje con las características de la Figura 3, que consta de un muerto rosario de 100 kg de 4 secciones independientes, cabo de 6 mm de alta resistencia para 1100 kg de trabajo, además de cuatro boyas de profundidad, sumergidas para tensión y demarcatorias, que suman un empuje aproximado total de 36 kg.

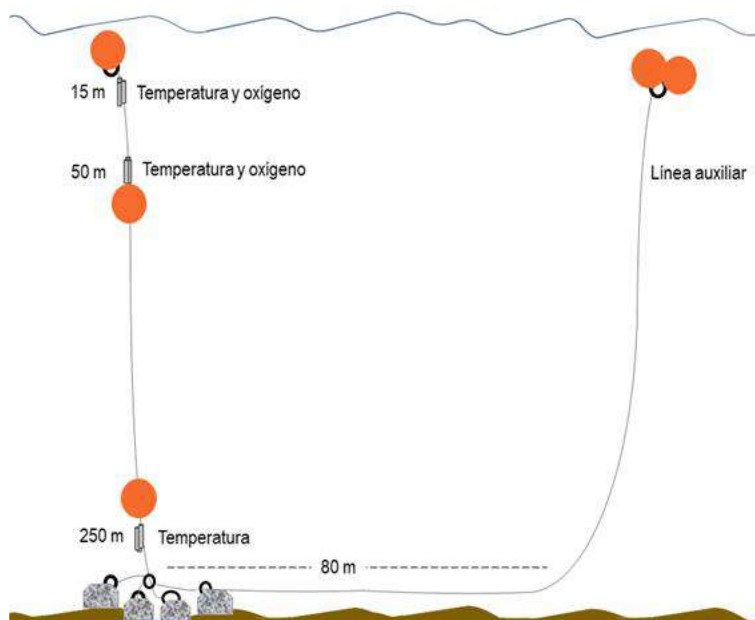


Figura 3. Esquema del sistema de anclaje permanente en la columna de agua de la estación C2 del lago Llanquihue.

Todo el sistema va con amarras de marinería y evitar el uso de metal abrasivo con las poliamidas sintéticas, asas plásticos y fijaciones de seguridad, donde con los movimientos frecuentes, son nocivos, las dañen y desgasten prematuramente, tanto para las boyas como para los sensores. Se incorporaron sensores de temperatura (HOBO) y oxígeno (Minidot) a 15 y 50 m de profundidad, a los 250 m solo se incluyó un sensor de temperatura (HOBO).

La unión de la línea principal al peso muerto se hizo con un guardacabo fijo de protección, unido con grilletes a una cadena galvanizada de 2 m de grosor diámetro 12 mm, eslabón largo, con destorcedor. La cadena cumple una labor importante de protección, amortiguación y contrapeso, evitando tenciones excesivas y roces por la dinámica lacustre.

Para la recuperación, se instaló una línea auxiliar de 400 m con diámetro 8 mm, unida a la cadena del fondeo principal, con un tramo de 2 m de cadena 12 mm eslabón largo galvanizado, con su respectivo guardacabo. Esta línea se distancio 80 m del peso muerto, con un ancla "Danforth" de 15 kg, con 3 m de cadena (5 kg) cadena, con sus respectivos guardacabos y grilletes. El anclaje fue recuperado el 3 de septiembre de 2021, con sus respectivos sensores.

Objetivo específico 2. Implementar un modelo hidrodinámico para el lago Llanquihue.

2.1 Modelo hidrodinámico

Se implementó un modelo hidrodinámico (MIKE 3 FM) de malla flexible, el modelo consiste en las soluciones a ecuaciones de continuidad, *momentum*, transporte de temperatura y sal. La superficie libre se tiene en cuenta el uso de coordenadas sigma. La discretización espacial de las ecuaciones primitivas se realiza utilizando un método de volúmenes finitos centrados en la celda. Las ecuaciones y detalles de cómo se resuelve desde el punto de vista matemático el sistema pueden verse en el documento científico del sistema de modelación (DHI, 2017). Este modelo utilizó una malla no estructurada, que permitió un óptimo grado de flexibilidad en la representación de topografía del lago Llanquihue, esto significa que elementos pequeños pueden ser utilizados en áreas costeras donde se precisa de más detalle, y elementos más grandes en la parte central y más profunda del lago, optimizando la información para un adecuado tiempo de cómputo.

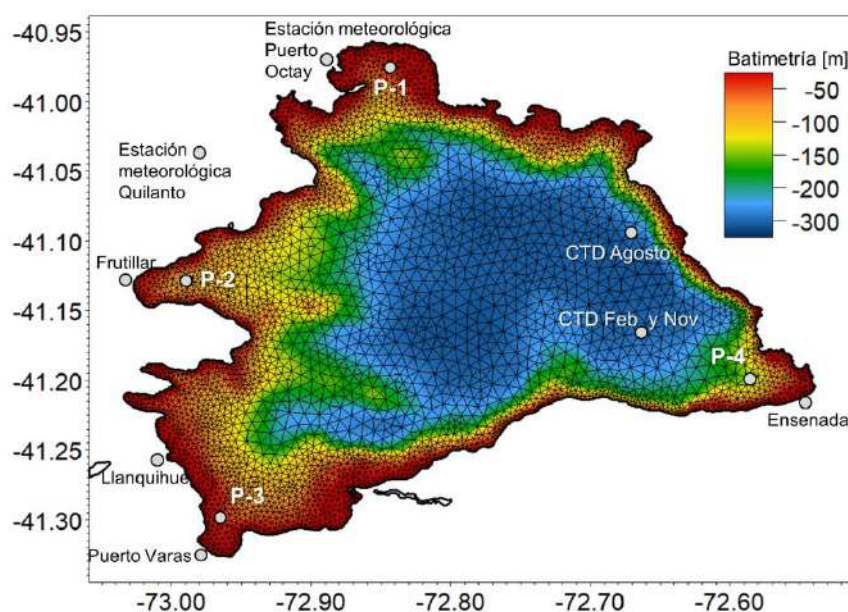


Figura 4. Mapa del Lago Llanquihue, en colores la batimetría y la grilla de elementos triangulares que indica la resolución del modelo en cada sector, además, se encuentran en puntos grises lugares con observaciones meteorológicas y acuáticas usadas para la evaluación del modelo.

El dominio del modelo estuvo circunscrito al lago Llanquihue (Figura 4), la batimetría utilizada se basó en sondas de cartas náuticas SHOA (carta náutica N° 7160), con esta información se construyó un modelo digital de elevación mediante el método del vecino natural (Sibson, 1981). Este dominio se discretizó con elementos triangulares de distinto tamaño (Figura 4), la mayor resolución se encuentra en las zonas costeras y someras, con un tamaño promedio por elementos de alrededor de 250 m, mientras que, en zona profunda del lago, los elementos tienen una resolución aproximada de 800 m.

El periodo de modelación cubre el periodo 2016-2018, la razón de elección de este periodo obedece a que siendo esta, la primera etapa, de implementación y diagnóstico del modelo hidrodinámico, en etapas posteriores, debiesen completar el periodo de modelación hasta el periodo más cercano a presente.

2.2 Modelo atmosférico

El modelo hidrodinámico de lago Llanquihue fue forzado en su totalidad por componentes atmosféricos provenientes del modelo meteorológico WRF (WRF v. 3.5.1) (Skamarock *et al.* 2008), implementado previamente por IFOP para la X y XI región, este modelo es un escalamiento de alta resolución respecto de modelos globales, se encuentra anidado dentro del sistema operacional NCEP con resolución espacial de 25 km (National Centers for Environmental Prediction, 2000). Para este caso se establecieron dos dominios (Figura 5), siguiendo una relación de 1:3. El primero corresponde al padre y comprendió un área entre ~39 - 48°S y ~69 - 85°W, con resolución espacial de 9km. Y el segundo corresponde al dominio hijo, alcanzando una resolución horizontal de 3 km y abarcando un área entre ~41 - 47°S y ~71 - 76°W. Este último dominio contiene en la parte norte al lago Llanquihue.

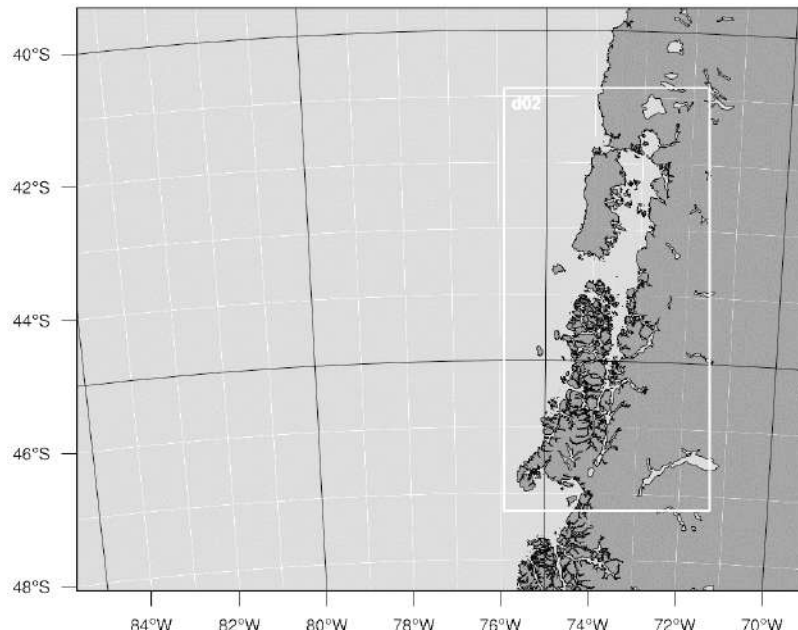


Figura 5. Dominios establecidos para la simulación de WRF, con resolución espacial de 9km y 3km para el dominio 1, 2 respectivamente.

2.3 Información satelital

La información de Temperatura Superficial, utilizada para contrastar los resultados del modelo, es obtenida a través de imágenes satelitales de alta resolución MUR SST (Multiscale Ultrahigh Resolution Sea Surface Temperature – NASA / JPL-Caltech) distribuidas por el centro PODAAC y descargados desde la página:

<https://podaac-opendap.jpl.nasa.gov/opendap/allData/ghrsst/data/GDS2/L4/GLOB/JPL/MUR/>



La resolución espacial es de 1x1 km y la resolución temporal es diaria. El periodo de estudio fue desde enero del 2016 a diciembre del 2018. Se extrajeron series de tiempo de temperatura para 4 puntos al interior del lago, indicados en la Figura 4, con los siguientes nombres y coordenadas: P-1 (-72.87, -40.98), P-2 (-73.03, -41.12), P-3 (-72.94, -41.30) y P-4 (-72.61, -41.21), lo cuales fueron comparados con información temporal en cada uno de los puntos detallados anteriormente.

2.4 Perfiles de temperatura *in situ*

Para verificar la estructura vertical de la temperatura y sus cambios estacionales entre la estratificación y la mezcla, se utilizaron observaciones realizadas con un perfilador (CTD) de temperatura en distintas estaciones a lo largo del año 2016, realizadas éstas como parte del monitoreo de IFOP y de la Dirección General de Aguas (DGA).

2.5 Estaciones meteorológicas

Para evaluar el desempeño del modelo atmosférico WRF, se utilizó información de 2 estaciones meteorológicas pertenecientes al INIA y disponibles en <https://agrometeorologia.cl>, la ubicación de estas puede verificarse en la Figura 4, encontrándose ubicadas en las cercanías de Puerto Octay y Quilanto. Las variables utilizadas son aquellas que mayor incidencia tienen como forzantes de la dinámica del lago, o sea, temperatura y viento.

Sobre el viento (dirección e intensidad), cabe señalar que el sitio web antes señalado, despliega variables en valores horarios, estos son el resultado de datos promediados cada 15 minutos desde las estaciones meteorológicas (comunicación con encargados de INIA). Lamentablemente, el análisis de la información dio cuenta de un problema asociado al promedio horario de la dirección del viento (en grados), ya que este tipo de información necesita un tratamiento distinto para obtener valores medios. Por ejemplo, vientos de dirección norte, pueden marcar, dentro de una hora, valores de 1° y 360° representando ambos vientos desde el Norte, sin embargo, si se realiza un promedio de estos datos, esto dará un resultado de ~180° lo que representa viento desde el sur. Ante este problema se decidió no utilizar la dirección del viento de estas estaciones, más solo la intensidad para los análisis.

2.6 Índices estadísticos de verificación del modelo hidrodinámico y atmosférico

Para evaluar el grado de consistencia del modelo atmosférico WRF, se contrastarán sus resultados, principalmente de temperatura del aire e intensidad del viento, con información de series de tiempo de las estaciones meteorológicas detalladas en el punto 2.5. En este caso, se utilizarán índices estadísticos que cuantifican la relación lineal (r) entre el modelo y las observaciones (ec. 1) y el error (RMSE) (ec.3).

La evaluación del modelo hidrodinámico se focalizará en la capacidad de este de reproducir la variabilidad estacional de la temperatura del agua, la información para este caso provendrá tanto de datos satelitales (punto 2.3) y perfiles de temperatura (punto 2.4). Estas evaluaciones serán realizadas desde un punto de vista cualitativo, de manera tal de reproducir consistentemente las estructuras temperatura observadas, y también cuantitativamente, en el cual, se emplean índices mismos índices estadísticos detallados anteriormente (ecuaciones 1, 2 y 3).

$$\text{Ecuación 1: } r = \frac{\sum_{i=1}^N (OBS_i - \overline{OBS})(SIM_i - \overline{SIM})}{\sum_{i=1}^N (OBS_i - \overline{OBS})^2 (SIM_i - \overline{SIM})}$$



$$\text{Ecuación 2: } d = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (OBS_i - SIM_i)^2}{\sum_{i=1}^N (|SIM_i - \overline{OBS}| + |OBS_i - \overline{OBS}|)^2}$$

$$\text{Ecuación 3: } RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (OBS_i - SIM_i)^2}$$

Donde, OBS_i es la variable observada y SIM_i es la variable modelada; y $\overline{OBS}$ y $\overline{SIM}$ son el promedio en el tiempo de N valores. El coeficiente de correlación de Pearson (r) indica el grado de dependencia lineal entre lo observado y lo modelado, un valor de cero indica que no hay dependencia lineal entre las dos variables, mientras que un valor de 1 o -1 indica una dependencia lineal perfecta (el último con una dependencia inversa). El Índice de Willmott (d) es una medida adimensional del error promedio relativo entre el modelo y las observaciones, donde una habilidad de 1 significa un acuerdo perfecto, y una habilidad de 0 significa que el modelo tiene un nulo acuerdo. La Raíz del Error Medio Cuadrático (RMSE) es una medida del error promedio entre el modelo y las observaciones en las unidades de las cantidades evaluadas.

2.7. Registro continuo de nivel y realización de aforos en principal afluente del lago Llanquihue, el río Pescado

Si bien, las mediciones de caudal que se realizaron en el río Pescado serán incluidas en un modelo biogeoquímico que se evaluará en etapas futuras de este programa de estudio, se incluye igualmente esta información en el presente estudio, dada la extensa e interesante data que se obtuvo de manera continua por primera vez para este río, uno de los más importantes en cuanto a su contribución de caudal hacia el lago Llanquihue.

Esta evaluación se realizó entre junio del 2020 a julio del 2021. Para ello, se realizaron las siguientes actividades.

a. Identificación de la sección idónea de monitoreo del río para la instalación de sensores y realización de aforos

El río Pescado se caracteriza por tener grandes crecidas de caudal, presencia de piedras de gran tamaño en el lecho y muchos sectores con aguas blancas o rápidos, producto de la turbulencia de las mismas. La sección idónea para monitorear el caudal de un río se caracterizó por mantener un flujo homogéneo a lo largo de la misma, fondo regular, ausencia de piedras grandes u obstáculos, de fácil acceso y medición en crecidas, fácil instalación de sensor, y segura. Para identificar la sección de monitoreo idónea se recorrió el río completo desde la desembocadura en el lago Llanquihue hasta 12 km aguas arriba. Finalmente, se determinó para trabajar una sección ubicada 50 metros aguas arriba del puente de la ruta 225, camino a Ensenada. Allí, en la ribera derecha de la sección, mirando aguas arriba, se realizaron los aforos para registrar el caudal y se instaló el sensor de nivel de agua de lectura continua.



Figura 6. Sección de monitoreo río Pescado (coordenadas de la sección en UTM, Datum WGS 84 son: Este: 684.715 y Norte: 5.430.699).

b. Instalación de sensores para monitorear el nivel del agua

Se instaló un sensor de nivel de agua marca HOBBO modelo U20L (Figura 7) en la ribera derecha del río Pescado, en la sección de estudio, el 27 de junio de 2020, a una profundidad de agua de 0,45 metros de profundidad. Este sensor se calibró para realizar mediciones cada una hora en forma continua, durante prácticamente un año, lo que se tradujo en el registro de 7837 lecturas de altura en dicho período.



Figura 7: Sensor de presión

Este sensor fue protegido con una carcasa de PVC, la cual fue instalada en un muerto de hormigón entre dos grandes piedras del río para protección de las crecidas (Figura 8).



Figura 8. Sensor de nivel de agua utilizado, lugar de instalación y regla limnimétrica.

En forma paralela, en la misma fecha se instaló otro sensor de las mismas características fuera del agua, en un árbol de la comisaría ubicada a pocos metros, con el objeto de monitorear y finalmente compensar la presión atmosférica. No se instaló regla limnimétrica permanente, debido a que acusaría la presencia del sensor que suelen ser robados, particularmente en este lugar que es frecuentado por numerosos pescadores. Esta opción fue sustituida por mediciones puntuales con regla móvil cada vez que se realizaron los aforos.

c. Aforos realizados en distintas estaciones del año

Con el objeto de conocer el caudal del río en distintas estaciones del año, se efectuaron 4 aforos en la sección de interés y se registró el nivel de agua con regla en cada uno de ellos. El 2020 fue un año particularmente seco, que presentó pocas crecidas por lo que debimos esperar un caudal de crecida hasta el 01 de junio del 2021. Se aforó por vadeo con molinete Gurley 622, el mismo modelo empleado por la Dirección General de Aguas. Los aforos uno, dos y tres se realizaron en la misma sección. En tanto, el aforo cuatro se realizó a 220 metros aguas abajo antes de la desembocadura al lago, producto de lo crecido que venía el río, y por ser el único lugar que permitía hacerlo en dichas condiciones de manera segura.

d. Recopilación de la información del sensor de nivel de agua

La información del sensor se extrajo conectando éste a una Estación Base óptica que cuenta con puerto USB. Ésta última, se conectó al PC y mediante el Software HOBOWare se visualizaron los resultados y guardaron los archivos. Se utiliza el mismo procedimiento para extraer la información del sensor sumergido en agua que para el sensor fuera del agua.



Figura 9: Esquema de descarga de sensores a un ordenador.

e. Ajustes de la información proporcionada por los sensores

El registro continuo de cada sensor en el período de tiempo estudiado, una vez descargado al PC, requiere ser compensado barométricamente para contrarrestar las variaciones de la presión atmosférica de la presión de la columna de agua. Al mismo tiempo, en el mismo programa HOBOWare es posible ajustar la lectura del sensor de la columna de agua con una medición *in situ* de regla. De esta forma, se obtiene la gráfica de la variación estacional del nivel de agua del río durante el periodo analizado.

f. Análisis de la información extraída de los sensores en planilla de cálculo

Se elaboraron curva de descarga, basada en la relación entre nivel de agua y caudal, variación estacional de caudales en el período de registro, curva de frecuencia de caudales, y elaboración de histograma de frecuencia de caudales.

Objetivo específico 3. Proponer un modelo conceptual identificando los servicios ecosistémicos de una cuenca lacustre con actividades de acuicultura

Identificación de los usos de suelo de la cuenca del lago Rupanco

Para lograr la identificación de los servicios ecosistémicos fue necesaria, en primera instancia, la identificación de los usos de suelos y cobertura vegetal de la cuenca del lago Rupanco. Para esto se consultó el portal del Ministerio de Bienes Nacionales, mediante el catálogo de información geoespacial y se descargaron los Catastros de uso de suelo y vegetación para la cuenca del lago Llanquihue (CONAF 2013, en: <http://www.ide.cl/descargas/capas/conaf/>). La Figura 10, muestra una recopilación de información hasta el año 2013 de los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Rupanco. Si bien existe una actualización para el año 2018, ésta no comprende modificaciones para la región de los Lagos. La Tabla 4 agrupa estos usos de suelo y cobertura vegetal, indicando superficie y porcentaje del total.

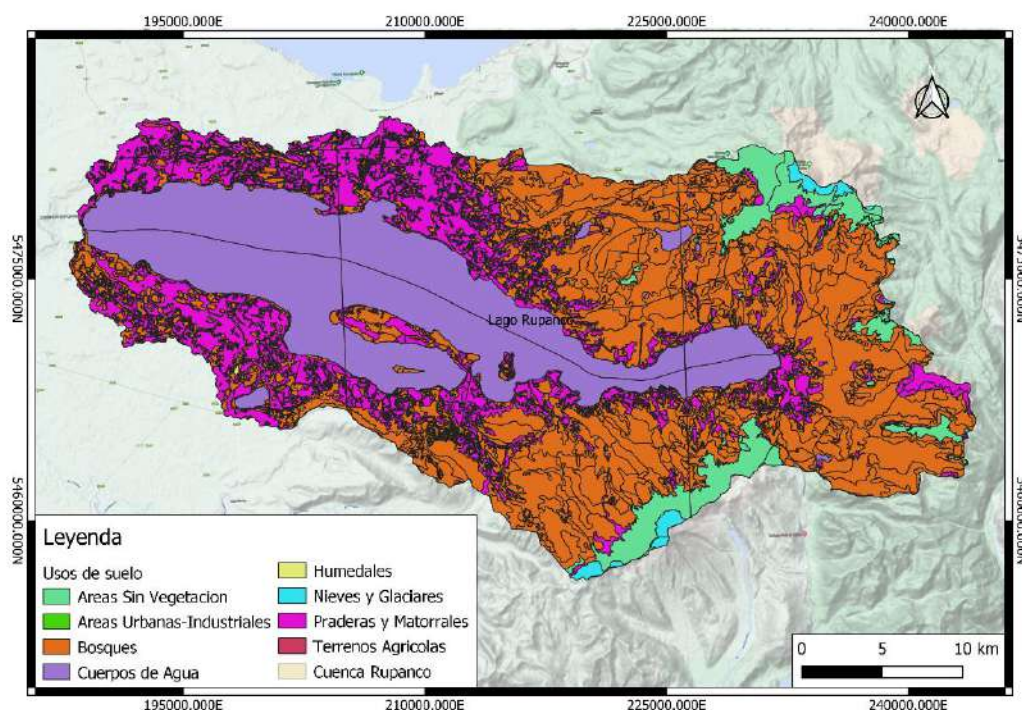


Figura 10. Identificación de los usos de suelos y cobertura vegetal de la cuenca del lago Rupanco (Fuente Conaf, en: <http://www.ide.cl/descargas/capas/conaf/>).

Marco conceptual de los servicios ecosistémicos

El marco conceptual de los servicios ecosistémicos se abordó de acuerdo a lo que se presenta en la Figura 11, donde a partir de la estructura o procesos biofísicos, se generan una serie de funciones que se traducen en los servicios de los cuales se benefician las comunidades humanas (Haines-Young & Potschin 2010), y que pueden ser valorados desde una perspectiva ecológica, económica y social.

Tabla 4. Superficie y porcentaje del total de los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Rupanco.

Uso de suelo	Área Total (Ha.)	%
Terrenos Agrícolas	339,39	0,25
Áreas Urbanas-Industriales	6,76	0,00
Praderas y Matorrales	43758,92	32,24
Humedales	32,02	0,02
Áreas Sin Vegetación	9753,92	7,19
Cuerpos de Agua	24017,57	17,69
Bosques	56028,44	41,27
Nieves y Glaciares	1808,77	1,33

Las publicaciones científicas que analizan y modelan espacialmente los SE han incrementado sustancialmente durante los últimos 10 años, pero el mayor aporte se hace desde pocos países (ej. Estados Unidos, China y España). Sin embargo, existe un gran sesgo por modelar solo cierto tipo de SE (relacionados con agua, suelo y clima), ya que son trabajados a nivel de cuenca, y porque se requiere un conjunto reducido de herramientas (ej. SWAT e INVEST).

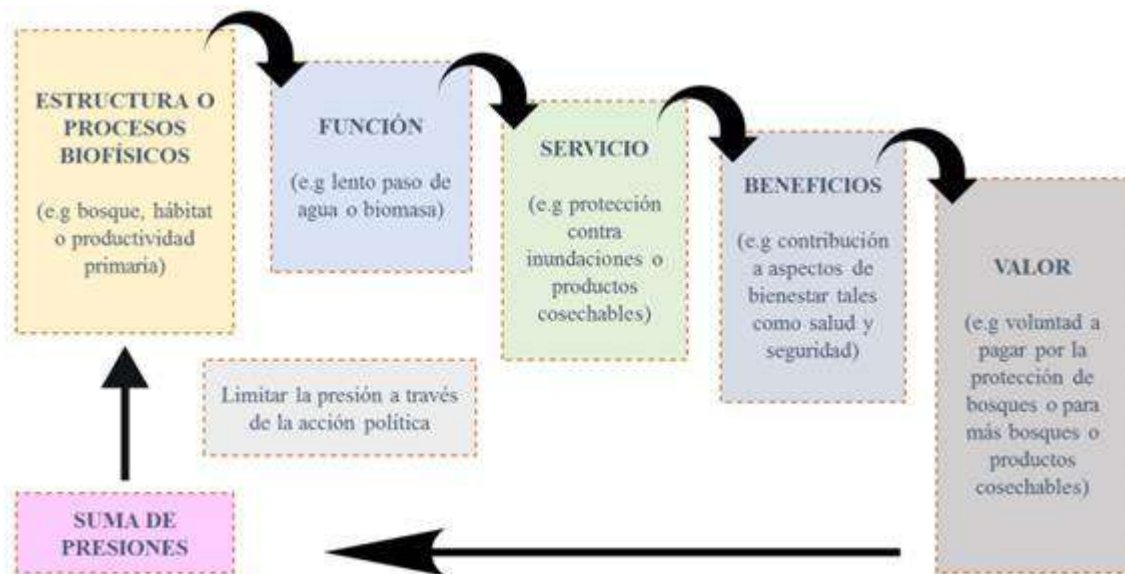


Figura 11. Modelo de cascada extraído de Haines-Young & Potschin (2010).

Según Ochoa Cardona *et al.* (2015) las ventajas de restringir el modelado espacial de SE al ámbito de la cuenca hidrográfica es que deja implícito:

- 1) El alto impacto al que están sometidas las cuencas por el aumento de la intensidad de diversas actividades humanas (Wang *et al.* 2012).
- 2) Los efectos del cambio climático y del uso del suelo (Zhou *et al.* 2015).
- 3) El requerimiento de la gestión sostenible de los recursos suelo y agua para mantener la productividad de los recursos a largo plazo (Prato 2000).



- 4) Proporciona un marco para delinear la distribución espacial y los vínculos entre los procesos físicos y las comunidades biológicas en un contexto físico (Montgomery *et al.* 1995) y no en ámbitos político-administrativos.

Tabla 5. Clasificación de los servicios ecosistémicos (MEA 2005, Fisher *et al.* 2009).

Categoría	Servicio ecosistémico (SE)	Nombre en artículo
Provisión	Provisión de agua	Almacenamiento de agua
		Disponibilidad de agua potable
		Producción de agua
		Producción de agua superficial
		Provisión de agua
		Producción de energía hidroeléctrica
		Recarga de agua Subterránea
		Suministro de agua
		Productividad de agua para cultivos
	Alimento	Producción de cultivos
	Madera	Producción agrícola
		Producción en acuicultura
Regulación	Calidad y tratamiento del agua	Producción de madera
		Calidad del agua
		Purificación del agua
		Control de sedimentos
		Retención de sedimentos
	Calidad del aire	Retención del suelo
		Calidad del aire
	Regulación climática	Captura de carbono
		Almacenamiento de carbono
	Formación del suelo	Conservación del suelo
		Producción de sedimentos
		Regulación de sedimentos
		Retención de nutrientes
		Producción de fósforo
		Producción de nitrógeno
	Regulación de la erosión	Control de la erosión
	Regulación de riesgos naturales	Mitigación de tormentas
		regulación a inundaciones de ríos
	Polinización	Polinización
Culturales	Valores estéticos	Proximidad a espacios abiertos
		Paisajismo
	Recreación	Recreación
Biodiversidad y hábitat	Biodiversidad y hábitat	Biodiversidad
		Calidad del hábitat
		Conservación de la biodiversidad
		Conservación del hábitat
		Riesgo del hábitat

Clasificación de los servicios ecosistémicos

Por otra parte, la clasificación de los SE está basada en lo propuesto por Millennium Ecosystem Assessment (MEA 2005, Fisher *et al.* 2009) que se aprecia en la Tabla 5.

De acuerdo a Fisher *et al.* (2009) los principales servicios ecosistémicos son la provisión de agua, alimento, regulación climática, y recreación y turismo. Estos SE generan competencia debido a las demandas hidroeléctricas, de riego, uso doméstico, uso industrial, agrícolas y forestales, acuicultura, turismo y recreación, y dominios territoriales de poblaciones nativas.

La secuencia metodológica se inicia con la selección del sitio en estudio y la identificación del sistema hídrico y el mapeo de actores, con la finalidad de sistematizar la información e identificar con precisión los SE y sus presiones, para desarrollar una herramienta de gestión hídrica que permita una buena planificación del territorio.

Una aproximación metodológica propuesta por De Groot *et al.* (2010) se muestra en la Figura 12, donde se aprecian 6 pasos antes de la incorporación de la información en el proceso de toma de decisiones.

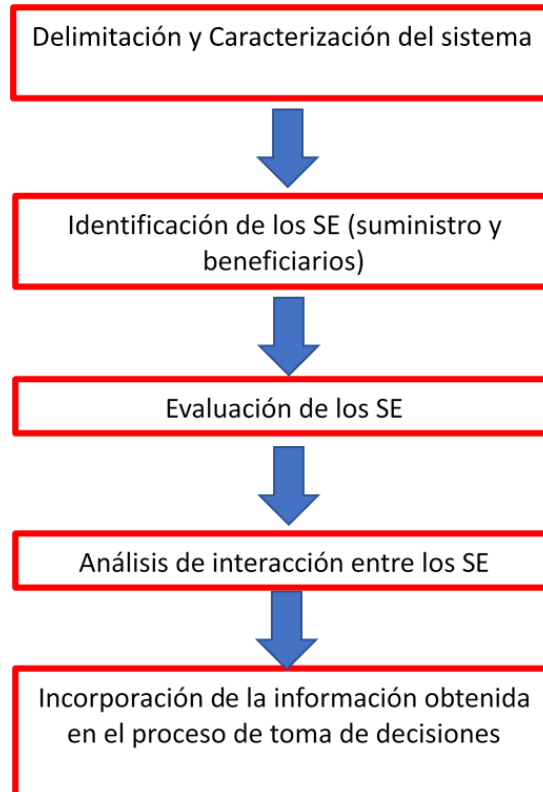


Figura 12. Aproximación metodológica para la identificación y evaluación de los servicios suministrados por los ecosistemas. Modificado de De Groot *et al.* (2010).

Teniendo en cuenta lo anterior, se recopiló de bibliografía nacional e internacional, de bases como DGA, Sciencedirect, ESBO, Scielo y CONICYT, además de considerar estudios desarrollados por el



Instituto de Fomento Pesquero (“Evaluación del estado ambiental de lagos utilizados para actividades de acuicultura en la zona sur de Chile”, MINECON). También se utilizó información extraída de capas de Sistema de Información Geográfica (SIG) de acceso libre, elaborados por distintas instituciones, como DGA, MMA y Corporación Nacional Forestal (CONAF), que permitieron la creación de mapas que contienen información sobre servicios ecosistémicos y que fueron de utilidad para el desarrollo de un modelo conceptual del lago Rupanco. Posteriormente, se seleccionaron los componentes bióticos y abióticos de mayor relevancia para la formulación del modelo conceptual. Paralelamente se determinaron los procesos presentes y de relevancia a considerar en la formulación del modelo conceptual, permitiendo así la definición de las interacciones entre los componentes seleccionados previamente y los procesos que regulan las condiciones tróficas del sistema y los cambios de estado.

5. RESULTADOS

Objetivo específico 1. Evaluar el estado ambiental de ecosistemas lacustres que presentan actividades de acuicultura.

Lago Ranco

1. Evaluación del estado ambiental del lago

1.1. Variables bióticas y abióticas en la columna de agua

En el lago Ranco la temperatura fluctuó entre 10,3 y 11,2 °C (Figura 13). En las estaciones C1 y 100972 (E1) se evidenció una mayor temperatura en superficie, que se mantuvo hasta los 20 y 35 m, respectivamente, luego descendió alcanzando los 10,3 °C. Mientras que, la estación 101955 (E2), registró tan solo un leve aumento en superficie, para luego bordear los 10,3°C. En ninguna de las estaciones se evidenció formación de termoclina.

El oxígeno en las estaciones del lago Ranco fue de 9,7 a 10,6 mg/L de concentración, y la conductividad fue de 50,7 a 54,7 µS/cm (Figura 13). En ambos casos el comportamiento fue similar a lo descrito para la temperatura, las estaciones C1 y 100972 (E1) evidenciaron un comportamiento similar de la columna de agua, alcanzando mayores concentraciones en un mayor estrato superficial. Por otro lado, en la estación 101955 (E2) las mayores concentraciones solo alcanzaron los primeros metros, descendiendo luego con la profundidad el oxígeno y conductividad.

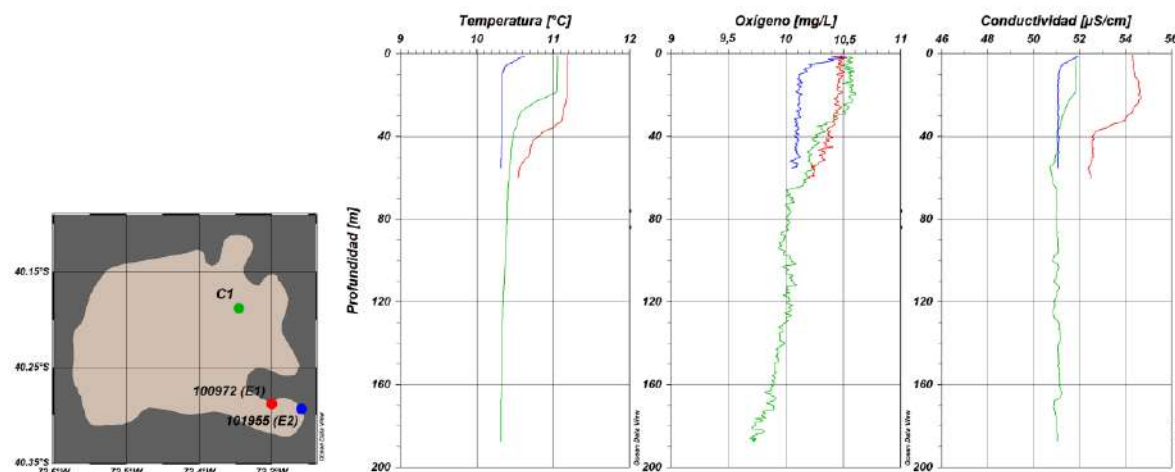


Figura 13. Perfiles de temperatura (°C), oxígeno (mg/L) y conductividad (µS/cm) en las estaciones 100972 (E1) (rojo), 101955 (E2) (azul) y C1 (verde) del lago Ranco.

En relación a los nitrogenados, el nitrógeno total fluctuó entre 10,6 y 38,8 µg/L (Figura 14a), presentando un comportamiento variable a través de la columna de agua. Las concentraciones fueron más elevadas en estrato superficial, para luego descender y volver a incrementar en la estación más profunda (C1). La composición del nitrógeno total estuvo dada mayoritariamente por sus constituyentes inorgánicos, en especial N-NH₄ y N-NO₃. Las concentraciones de nitrito fueron bajas en toda la columna de agua, sin superar los 2 µg/L.

Para el caso del fósforo, la concentración de PT alcanzó los 8 $\mu\text{g/L}$ (Figura 14b). Su distribución en la columna de agua fue variable. En todos los casos el fósforo total estuvo conformado principalmente por el fosfato.

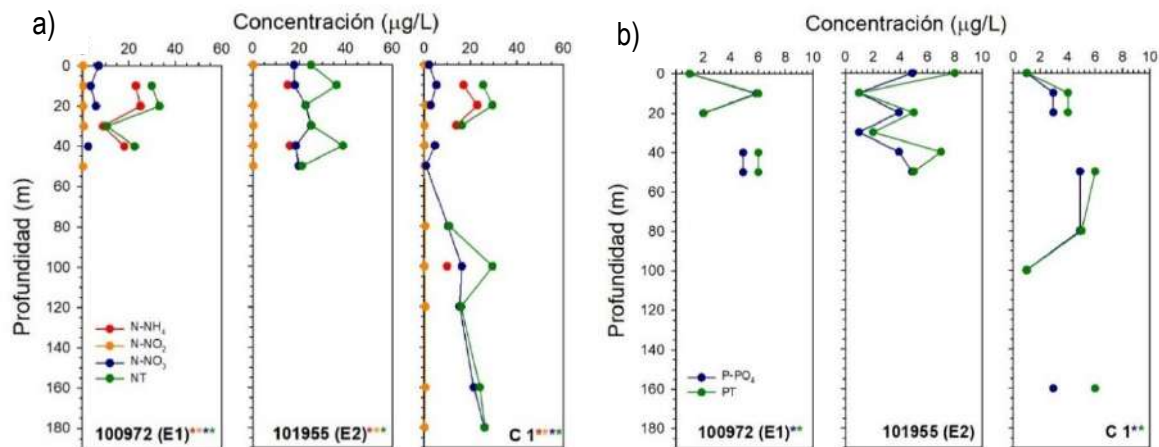


Figura 14. Concentraciones de nutrientes a profundidades discretas en las estaciones 100972 (E1), 101955 (E2) y C1 del lago Ranco. a) Concentraciones de N-NH_4 (rojo), N-NO_2 (naranja), N-NO_3 (azul) y nitrógeno total (verde). b) Concentraciones de P-PO_4 (azul) y fósforo total (verde). Asterisco, indica concentración bajo límite de detección en alguna profundidad, el color señala el analito.

Durante la primavera temprana (entre el 1 y 4 de octubre de 2020) en el lago Ranco. Se reportó una riqueza fitoplanctónica de 34 taxa, siendo 21 Bacillariophyta o Diatomeas, 4 Chlorophyta, 4 Charophyta, 1 Cryptophyta, 3 Dinophyta, y 1 Euglenophyta. El grupo más diverso y abundante fue Bacillariophyta, representado principalmente por *Aulacoseira granulata* que fue la especie dominante, con valores sobre un 39% de la abundancia relativa por estación, luego con gran representatividad otras Bacillariophyta como *Tabellaria flocculosa* var *andina*, *Fragillaria crotonensis*, y *Asterionella formosa*, luego con menor abundancia, pero con valores de abundancia relativa sobre un 5% y *Gomphonema parvulum* y *Cyclotella ocellata*. De los restantes grupos taxonómicos la Chlorophyta *Closterium acutum* var *variable* estuvo presente en todas las estaciones y profundidades evaluadas generalmente sobre 1% de abundancia relativa. Se registraron las Cryptophyta *Cryptomonas* spp con abundancias relativas sobre un 1%. Así también, se registraron con baja abundancia, pero en todas las estaciones de muestreo, los Dinophyta *Ceratium hirundinella*, y finalmente las Ochrophyta *Mallomonas* spp., solo fueron pesquisadas en las muestras cualitativas. Este lago se encuentra en la cuenca del río Bueno, dicha cuenca ha sido declarada como área FAN para *Didymosphaenia geminata*. En esta oportunidad no se registró *Didymosphaenia geminata*, ni especies potencialmente tóxicas (Tabla 6).

El zooplancton del lago Ranco durante primavera de 2020 se registró la presencia de 6 taxa más estadios nauplii de copépodos. La abundancia zooplanctónica osciló entre ~3 y ~18 ind/l., la abundancia mayor se registró en la estación 100972 y la especie dominante fue *Boeckella gracilipes*. Por otro lado, en la estación C1 se registró también con una importante abundancia a *Mesocyclops araucanus*. Se observó que los copépodos fueron el grupo dominante en el zooplancton en el lago Ranco (Tabla 7).



Lago Ranco	100972 (E1)										101955 (E2)										C1									
	Integrado (0-40m)		0m		10m		20m		40m		Integrado (0-40m)		0m		10m		20m		40m		Integrado (0-40m)		0m		10m		20m		40m	
	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%
	Phylum / Especie																													
Bacillariophyta																														
<i>Aulacoseira granulata</i>	32.931	39	41.333	41	69.543	51	52.377	45	110.996	63	30.770	42	4.882	16	54.018	58	39.213	45	51.777	53	86.468	54	70.543	47	52.417	44	82.467	62	101.953	56
<i>Aulacoseira distans</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	200	0,23	2.663	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Melosira varians</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	640	1	-	840	1	1.400	2	1.601	2	480	0,30	-	-	-	-	-	-	-	520	0,29
<i>Stephanodiscus alpinus</i>	666	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1.752	2	666	2	x	x	6.658	8	4.661	5	1.997	1	1.997	1	2.663	2	1.323	1	2.663	1
<i>Cyclotella ocellata</i>	7.990	9	3.329	3	9.987	7	7.990	7	8.656	5	6.425	9	7.324	24	7.324	8	11.985	14	13.982	14	11.319	7	16.645	11	24.635	21	13.228	10	12.651	7
<i>Urosolenia eriensis</i>	-	40	0,05	666	1	666	0,49	666	1	-	5.256	7	1.997	6	5.327	6	7.990	9	13.982	9	1.332	1	666	0,44	1.332	1	661	0,50	666	0,37
<i>Nitzschia</i> spp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gomphonema parvulum</i>	4.041	5	2.881	3	5.962	4	9.323	8	8.763	5	19.166	26	640	2	2.881	3	1.480	2	2.641	3	1.240	1	5.962	4	760	1	2.681	2	2.201	1
<i>Gomphonema acuminatum</i>	40	0,05	80	0,08	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gomphoneis</i> sp.	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Encyonema</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rhopalodia gibba</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Epithemia sorex</i>	40	0,05	40	0,04	-	-	40	0,03	-	-	-	-	-	-	40	0,04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Eunotia</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ixonella</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Fragilaria tenera</i>	666	1	-	-	7.990	6	-	-	666	0,38	1.168	2	1.332	4	666	1	-	1.997	2	1.997	1	1.332	1	-	-	-	-	1.323	1	-
<i>Fragilaria crotonensis</i>	7.482	9	18.246	18	7.402	5	18.166	16	13.																					

*** El análisis cualitativo se representa con una x en la muestra integrada. La x representa un organismo presente en el análisis cualitativo que no se encontraba presente en el análisis cuantitativo

Tabla 7. Composición taxonómica y abundancia de organismos zooplanctónicos en el lago Ranco.

Lago	Ranco		
Estación / (estrato m)	C1 (0-60)	100972 (0-50)	1001955 (0-50)
Taxa	ind/l	ind/l	ind/l
Arthropoda / Copepoda			
<i>Boeckella gracilipes</i>	3,379	13,617	1,156
<i>Tumediaptomus diabolicus</i>	0	0	0,043
<i>Mesocyclops longisetus</i>	4,780	2,636	0,300
Nauplius	1,797	0,088	1,498
Arthropoda / Branchiopoda			
<i>Daphnia pulex</i>	0,072	0,966	0,086
<i>Bosmina (Liederobosmina) chilensis</i>	0	0,044	0
Rotifera			
<i>Kellicottia sp</i>	0,431	0,395	0,128
Abundancia total por estación	10,459	17,746	3,211

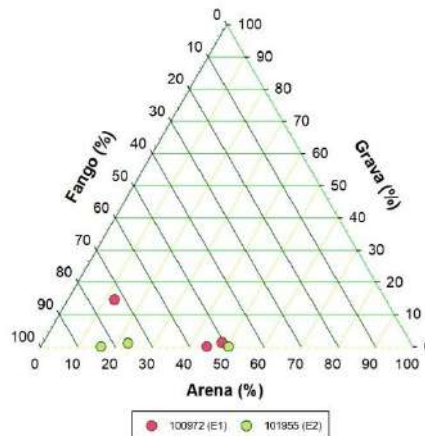
1.2. Variables sedimentológicas

De las dos estaciones evaluadas, la estación 101995 presentó mayor profundidad. Valores promedio de materia orgánica, pH, T° y redox se presentan en la Tabla 8, en donde se visualiza un bajo porcentaje de materia orgánica, un pH neutro tendiente levemente a la acidificación, y redox sobre los 300 mV. En general, no se observan grandes diferencias entre ambas estaciones, salvo una tendencia en la estación 100972 de presentar valores más positivos de redox.

Tabla 8. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 100972 y 101995 del lago Ranco.

Estación	Prof.	Materia orgánica (%)		pH		T° (C)		Redox (mV)	
	(m)	Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds
100972	27	3,8	1,4	6,5	0,2	11,2	0,2	385,4	132,2
101995	41	5,7	0,5	6,7	0,0	11,4	0,4	300,8	35,5

Al igual que en la etapa previa de este estudio, el sedimento de las estaciones de estudio estuvo compuesto principalmente por fango y arena (Figura 15).


Figura 15. Porcentaje de fango, arena y grava, en las estaciones sedimentológicas (100972 y 101995) del lago Ranco.

2. Estado trófico y capacidad de carga del lago Ranco

2.1. Trofía del lago

En el lago Ranco, la transparencia fue variable entre estaciones (Figura 16a), fluctuando en un amplio rango (de 9,8 a 17,3 m), correspondiente a límites oligotróficos y mesotróficos. Las concentraciones de nitrógeno total y clorofila (Figura 16b,d) en todos los casos se encontraron dentro de límites ultraoligotróficos, con concentraciones que fueron de $23,8 \pm 6,8$ a $31,5 \pm 2,3$ $\mu\text{g/L}$ y de $0,4 \pm 0,1$ a $0,7 \pm 0,1$ $\mu\text{g/L}$, respectivamente. Las concentraciones de fósforo total en la zona fótica fueron de $3 \pm 1,7$ a 4 ± 3 $\mu\text{g/L}$ (Figura 16c), encontrándose dentro de límites ultra y oligotróficos.

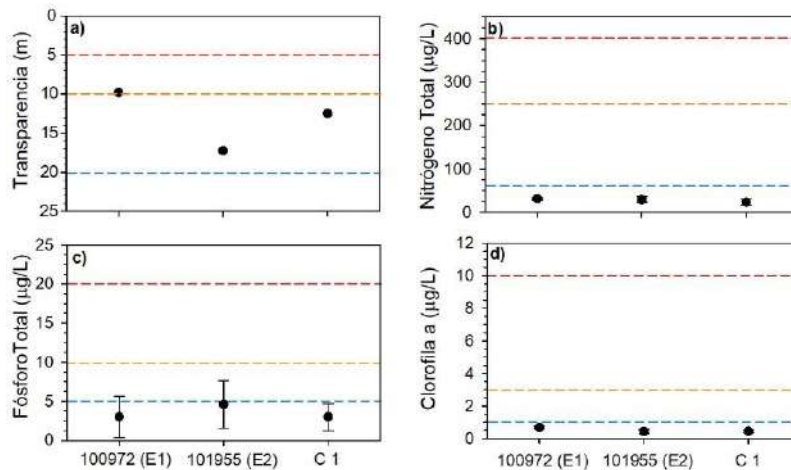


Figura 16. a) Transparencia (m) y concentraciones promedio de b) nitrógeno total ($\mu\text{g/L}$), c) fósforo total ($\mu\text{g/L}$) y d) clorofila ($\mu\text{g/L}$) en zona fótica de las estaciones 100972(E1), 101955 (E2) y C1 del lago Ranco. Línea punteada indica límite para siguiente estado trófico (azul: oligotrófico, naranja: mesotrófico, rojo: eutrófico).

2.2. Capacidad de carga del lago

De acuerdo al valor promedio de PT muestreado en la columna de agua ($5,2$ $\mu\text{g/L}$), el lago habría recibido 178 ton de PT durante el año 2020. De acuerdo al modelo de la OECD (1980), el lago aún tendría capacidad para recibir aportes de PT (345 ton) previo a alcanzar los 10 $\mu\text{g/L}$ de PT en la columna de agua (Tabla 9).

Tabla 9. Carga actual y crítica de PT en lago Ranco.

Carga	PT ($\mu\text{g/L}$)	Carga de PT (ton/año 2020)
Carga actual	5,2	178
Carga crítica	10	345

2.3. Balance hidrológico y del nutriente fósforo del lago Ranco

En la Tabla 10 se visualizan las entradas y salidas de agua calculadas para el año 2020, ingresando un total de $10,49$ km^3 , y egresando $8,21$ km^3 . El tiempo teórico de renovación calculado para el año 2020 fue de 5,1 años.



Tabla 10. Balance hidrológico (entradas y salidas de agua en el lago Ranco).

Balance hidrológico		km³/año
Entradas	Ríos	9,86
	Precipitación	0,62
	Total	10,49
Salidas	Efluente río Bueno	7,90
	Evaporación lago	0,30
	Total	8,21

De acuerdo a las entradas de fósforo total al lago, se identificó al uso de suelo como principal contribuyente, con 139,8 ton para el año 2020, que equivale al 79 % del total, seguido a lo lejos por las pisciculturas (Tabla 11). Al desglosar la contribución de PT proveniente del uso de suelo y cobertura vegetal (Figura 17), se identificó a la pradera (44,1 %) y bosque nativo (22,6 %), como principales aportantes. Desde el año 2012 no se ha registrado producción de alevines de salmónidos en balsas jaulas, y como el tiempo de renovación del agua se calculó en 5,1 años, es que no se incluyó el aporte de PT proveniente de esta actividad.

Tabla 11. Entradas de PT (ton/año 2020, y su respectivo porcentaje de contribución) al lago Ranco.

Fuente	PT (ton/año)	%
Balsas jaulas	0,0	0,0
Uso suelo	139,8	79,0
Precipitación	12,6	7,1
Pisciculturas	21,6	12,2
Población	2,9	1,6
TOTAL	176,9	100

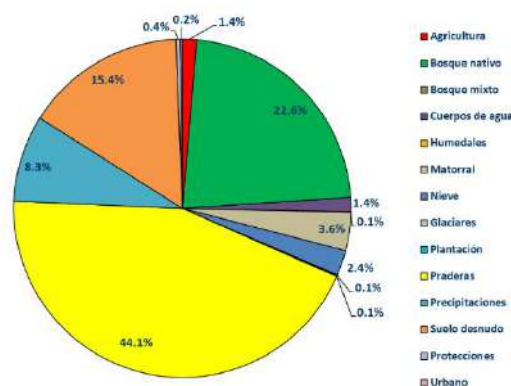


Figura 17. Contribución de PT según uso de suelo y cobertura vegetal para el lago Ranco durante el año 2020.

De acuerdo al balance de PT se calculó una carga de 278 ton para el año 2020, ingresando 177 ton, egresando 41, y sedimentando 136 ton, equivalente a un porcentaje de sedimentación de 77 % (Tabla 12).

Tabla 12. Balance de fósforo total (PT) en lago Ranco.

PT en lago Ranco (ton/año)	Ingreso (ton/año)	Egreso (ton/año)	Sedimentación (ton/año)	Porcentaje de sedimentación
278	177	41	136	77

Lago Puyehue

1. Evaluación del estado ambiental del lago
 - 1.1 Variables bióticas y abióticas en la columna de agua

En el lago Puyehue la temperatura, oxígeno y conductividad presentaron una escasa variación a través de la columna de agua. Sin embargo, en todos los casos se apreció una tendencia a disminuir en profundidad. La temperatura en el lago Puyehue fluctuó entre 9 y 9,9 °C (Figura 18), a pesar del reducido rango en qué osciló la temperatura, en todas las estaciones se observó el comienzo de la estratificación de la columna de agua: En las estaciones 100578 (E2) y C1 la temperatura comenzó a disminuir cerca de los 20 m, mientras que en la estación 100205 (E1) el descenso se presentó a mayor profundidad, alrededor de los 40 m.

Con respecto al oxígeno, la concentración fue de 9,9 a 10,9 mg/L (Figura 18), presentando las mayores concentraciones en superficie, descendiendo el oxígeno con la profundidad. La conductividad en el lago Puyehue fue entre 52,2 y 53,2 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura 18), presentando igual tendencia descrita para las otras variables, mayores concentraciones asociadas a superficies, para luego disminuir.

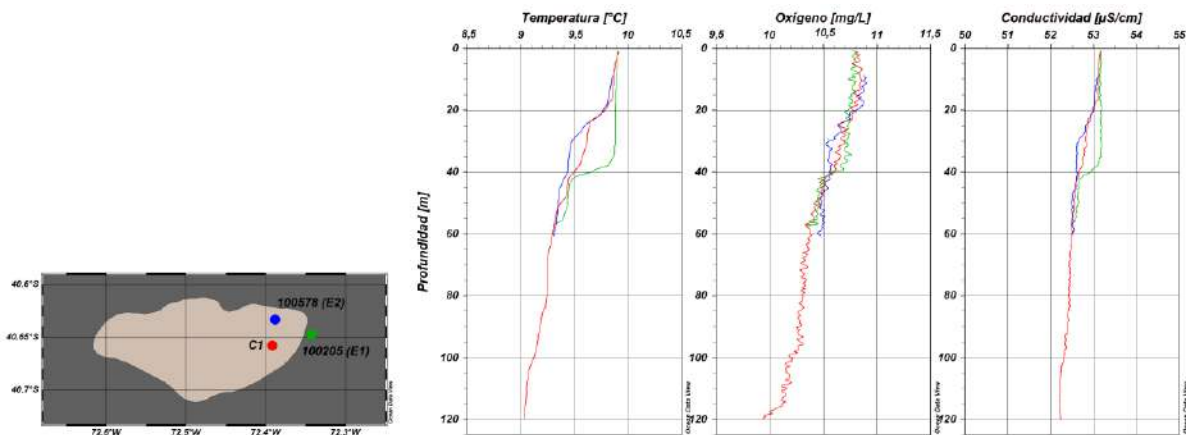


Figura 18. Perfiles de temperatura (°C), oxígeno (mg/L) y conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) en las estaciones 100578 (E2) (azul), 100205 (E1) (verde) y C1 (rojo) del lago Puyehue.

En relación a los nutrientes, la concentración de nitrógeno total fue entre 90,7 y 137,8 $\mu\text{g/L}$ (Figura 19a), presentando una distribución homogénea a través de la columna de agua, exceptuando en las estaciones 100205 (E1) y C1 a los 50 m, donde la concentración de nitrógeno total no superó los 15,7 $\mu\text{g/L}$. En todos los casos el nitrógeno total estuvo conformado en su mayoría por formas inorgánicas, principalmente por el nitrato, con concentraciones que fluctuaron entre 5,2 a 119,7 $\mu\text{g/L}$. En tanto las concentraciones de N-NH_4 y N-NO_2 no superaron los 39 y 0,6 $\mu\text{g/L}$, respectivamente. El N-NH_4 y N-NO_2 registraron numerosas profundidades donde las concentraciones no superaron los límites de detección.

El fósforo total en el lago Puyehue fue de 1 a 18 $\mu\text{g/L}$ (Figura 19b), con una distribución variable en la columna de agua. Una mayor concentración de PT se registró en el estrato más superficial de las estaciones 100205 (E1) y C1, para después descender hasta el límite de detección (0,4 $\mu\text{g/L}$), y luego incrementar, especialmente en la estación más profunda (C1). En general su mayor constituyente fue el P-PO_4 , con concentraciones que oscilaron entre 1 y 12,1 $\mu\text{g/L}$.

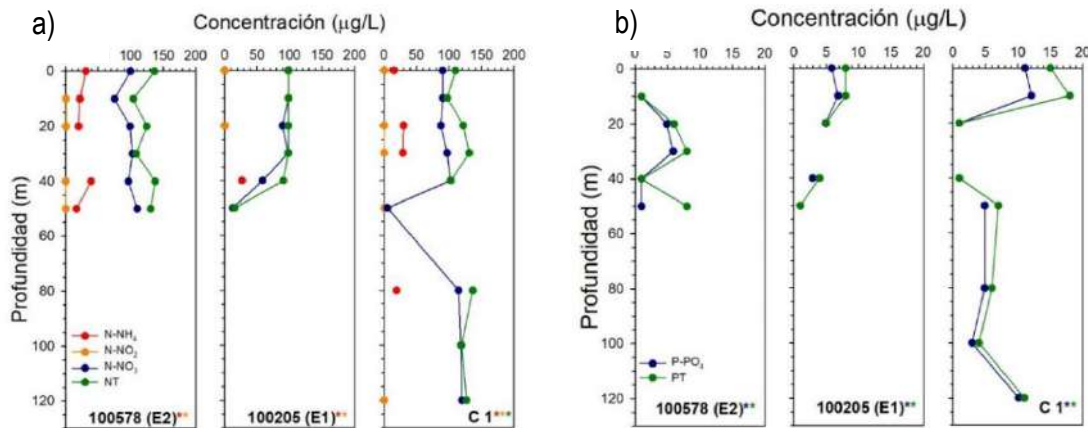


Figura 19. Concentraciones de nutrientes a profundidades discretas en las estaciones 100578 (E2), 100205 (E1) y C1 del lago Puyehue. a) Concentraciones de N-NH_4 (rojo), N-NO_2 (naranja), N-NO_3 (azul) y nitrógeno total (verde). b) Concentraciones de P-PO_4 (azul) y fósforo total (verde). Asterisco, indica concentración bajo límite de detección en alguna profundidad, el color señala el analito.

Durante la primavera temprana (entre el 6 y 7 de octubre de 2020) en el lago Puyehue presentó una riqueza de 30 taxa, entre 8 y 15 taxa por estación de muestreo. 18 Bacillariophyta, 4 Chlorophyta, 2 Charophyta, 1 Cryptophyta, 3 Dinophyta y 1 Euglenophyta. El grupo más diverso y abundante fueron las Bacillariophyta especialmente representado por *Fragillaria crotonensis* con abundancias relativas generalmente sobre el 80 %. Seguido de *Aulacoseira granulata* y luego *Asterionella formosa*. Se observan diatomeas coloniales de gran tamaño dominando el plancton salvo en la estación 100205 (E1) a 40 m de profundidad donde la Chlorophyta *Sphaerocystis Schroeteri* fue la especie más abundante. La densidad fitoplanctónica osciló entre los 306.622 a 328.288 cél/l bastante similar en todas las muestras integradas entre 0 a 40 metros, en la distribución vertical se observó que la mayor abundancia fitoplanctónica tendió a presentarse a los 10 m de profundidad (Tabla 13).



Tabla 13 .Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo del lago Puyehue.

Lago Puyehue	100205 (E1)										100578 (E2)										C1									
Phylum / Especie	Integrado (0-40m)		0m		10m		20m		40m		Integrado (0-40m)		0m		10m		20m		40m		Integrado (0-40m)		0m		10m		20m		40m	
	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%
Bacillariophyta																														
<i>Aulacoseira granulata</i>	24.808	8	22.167	6	21.487	6	21.087	7	22.087	7	46.015	15	13.885	10	18.926	4	24.408	37	43.014	24	28.329	9	14.485	4	14.405	4	22.767	7	23.568	10
<i>Stephanodiscus parvus</i>	1.997	1	40	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Melosira varians</i>	480	0,15	1.601	0,45	560	0,16	480	0,15	400	0,13	360	0,12	560	0,42	920	0,19	1.200	2	5.162	3	1.561	0,49	-	-	640	0,16	800	0,25	3.481	1
<i>Melosira undulata</i>	400	0,12	-	-	80	0,02	-	-	360	0,11	200	0,07	-	-	-	-	120	0,18	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyclotella ocellata</i>	40	0,01	2.663	1	1.332	0,37	3.329	1	1.332	0,42	4.661	2	2.663	2	2.663	1	1.332	2	2.663	1	1.332	0,42	347	0,09	5.327	1	3.329	1	666	0,28
<i>Nitzschia sp</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gomphonema spp</i>	-	-	40	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,01	-	-	-	-	-	-
<i>Cymbella cistula</i>	-	-	-	-	40	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,01	-	-	-	-	-	-
<i>Encyonema sp</i>	40	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Asterionella formosa</i>	8.656	3	4.241	1	17.046	5	2.121	1	3.329	1	2.663	1	3.161	2	3.081	1	6.658	10	400	0,22	7.990	2,50	1.390	0,37	3.995	1	4.661	1	240	0,10
<i>Diatoma moniliformis</i>	-	-	-	-	-	-	1.332	0,42	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	666	0,21	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tabellaria flocculosa var. and</i>	1.200	0,37	15.645	4	1.160	0,32	200	0,06	11.804	4	1.240	0	1.881	1	1.841	0,38	960	1	1.721	1	720	0,23	1.480	0,39	1.520	0,38	2.521	1	2.921	1
<i>Indeterminado</i>	x	x	-	-	2.001	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	440	0,25	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Fragilaria crotonensis</i>	288.494	88	309.501	87	315.583	88	285.213	90	-	-	250.882	82	106.155	80	451.307	94	30.010	46	124.841	70	279.091	87	360.758	95	377.323	93	286.894	89	208.388	87
<i>Fragilaria spp</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	666	1	-	-	-	-	-	-	666	0,37	x	x	-	-	666	0,16	-	-
<i>Odontidium mesodon</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hannaea arcus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,01	40	0,01	-	-	-	-	40	0,06	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ulnaria spp</i>	-	-	80	0,02	120	0	-	-	-	-	-	-	40	0,03	40	0,01	80	0,12	-	-	-	-	40	0,01	-	-	-	-	-	-
Chlorophyta																														
<i>Asterococcus sp</i>	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sphaerocystis Schroeteri</i>	x	x	-	-	-	-	-	-	276.930	88	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Quadrigula sp</i>	240	0,07	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Oocystis lacustris</i>	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-
Charophyta																														
<i>Cosmarium subitumidum</i>	x	x	-	-	-	-	160	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	80	0,02	40	0,01	-	-
<i>Elakathotrix gelatinosa</i>	240	0,07	320	0,09	-	-	280	0,09	-	-	320	0,10	480	0,36	480	0,10	280	0,43	-	-	x	x	360	0,09	-	-	-	-	-	-
Ochrophyta																														
<i>Tribonema sp</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	280	0,06	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cryptophyta																														
<i>Cryptomonas sp</i>	1.332	0,41	80	0,02	666	0,18	666	0,21	-	-	-	-	3.329	3	1.332	0,28	-	-	-	-	40	0,01	-	-	666	0,16	80	0,02	-	-
Dinophyta																														
<i>Gymnodinium sp</i>	40	0,01	-	-	-	-	40	0,01	-	-	80	0,03	-	-	-	-	120	0,18	40	0,02	160	0,05	-	-	40	0,01	40	0,01	40	0,02
<i>Ceratium hirundinella</i>	240	0,07	120	0,03	360	0,10	280	0,09	80	0,03	160	0,05	200	0,15	360	0,07	200	0,30	40	0,02	120	0,04	160	0,04	280	0,07	80	0,02	160	0,07
<i>Peridinium sp</i>	80	0,02	120	0,03	-	-	200	0,06	-	-	x	x	40	0,03	80	0,02	160	0,24	-	-	x	x	160	0,04	80	0,02	40	0,01	-	-
Euglenophyta																														
<i>Trachelomonas sp</i>	-	-	-	-	-	-	40	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,06	40	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Abundancia total	328.288		356.619		360.434		315.428		316.363		306.622		133.099		481.311		65.609		179.026		320.049		379.260		405.022		321.252		239.464	
Riqueza de taxa	20		13		12		14		9		13		13		12		14		11		16		11		12		11		8	

* El análisis cualitativo se representa con una x en la muestra integrada. La x representa un organismo presente en el análisis cualitativo que no se encontraba presente en el análisis cuantitativo.



En el zooplancton se registraron 4 taxa más estadio nauplius de copépodos. La abundancia fue relativamente homogénea entre las estaciones de muestreo, la cual osciló entre ~4 y ~6 ind/l., en las estaciones de muestreo. La mayor abundancia se registró en la estación 100205. La especie dominante fue *Daphnia pulex*, así también en conjunto los copépodos sumaron una importante abundancia. Se registraron hembras con huevos de *Tumeodiaptomus diabolicus* en C1 y 100578 (Tabla 14).

Tabla 14. Composición taxonómica y abundancia de organismos zooplanctónicos en el lago Puyehue.

Lago	Puyehue		
Estación / (estrato m)	C1 (0-60)	100578 (0-50)	100205 (0-50)
Taxa	ind/l	ind/l	ind/l
Arthropoda / Copepoda			
<i>Tumeodiaptomus diabolicus</i>	0,526	0,854	0,300
hembra con huevos	0,097	0,023	0
<i>Mesocyclops araucanus</i>	0,819	1,315	0,831
Nauplius	0,117	0,692	0,946
Arthropoda / Branchiopoda			
<i>Daphnia pulex</i>	1,716	1,915	3,992
Rotifera			
<i>Kellicottia</i> sp	0,858	0,277	0,300
Abundancia total por estación	4,133	5,077	6,369

1.2 Variables sedimentológicas

De las dos estaciones evaluadas, la 100578 presentó mayor profundidad (~ 70 m). En la Tabla 15 se visualizan los resultados promedios de los parámetros físico-químicos del sedimento en ambas estaciones, sin registrarse diferencias entre ambas estaciones. Los resultados indicaron un bajo porcentaje de materia orgánica, pH tendiente a la neutralidad, temperatura ~ 10 °C y redox sobre 300 mV.

Tabla 15. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 100205 y 100578 del lago Puyehue.

	Prof.	Materia orgánica (%)		pH		T° (C)		Redox (mV)	
Estación	(m)	Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds
100205	48	3,9	2,3	6,7	0,1	10,6	0,1	312,1	25,7
100578	70	5,4	2,2	7,0	0,1	10,0	0,2	303,0	93,9

Al igual que en la etapa anterior a este estudio, la composición del sedimento de las estaciones de estudio estuvo compuesta casi en su totalidad por fango, acompañado de un porcentaje muy bajo de arena (Figura 20).

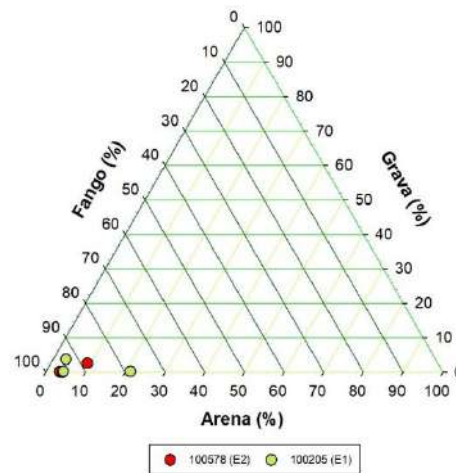


Figura 20. Porcentaje de fango, arena y grava, en las estaciones sedimentológicas (100578 y 100205) del lago Puyehue.

2. Estado trófico y capacidad de carga del lago

2.1. Trofía del lago

Los registros de transparencia en el lago Puyehue fueron de 8,1 a 10,6 m (Figura 21a), encontrándose dentro de rangos oligo y mesotrófico. Sin embargo, en la estación 100578 (E2) asociada a una condición oligotrófica, presentó una transparencia en el límite de la mesotrofía. Las concentraciones de nitrógeno total en la zona fótica fueron entre $98,5 \pm 0,3$ y $118,5 \pm 14,9$ $\mu\text{g/L}$ (Figura 21b), registrándose todas concentraciones dentro de rangos oligotróficos. Por otro lado, el fósforo total presentó un amplio rango de variabilidad (Figura 21c), con concentraciones en rangos ultraoligotróficos a mesotrófico. Las concentraciones de clorofila oscilaron en un reducido rango en la zona fótica, presentando pequeñas diferencias entre estaciones, con concentraciones entre $1,4 \pm 0,3$ y $1,7 \pm 0,2$ $\mu\text{g/L}$ (Figura 21d). Todas las concentraciones de clorofila fluctuaron en límites oligotróficos.

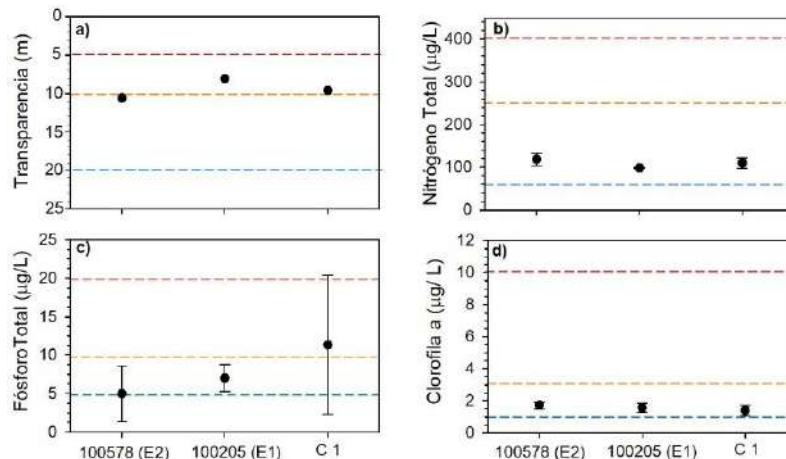


Figura 21. a) Transparencia (m) y concentraciones promedio de b) nitrógeno total ($\mu\text{g/L}$), c) fósforo total ($\mu\text{g/L}$) y d) clorofila ($\mu\text{g/L}$) en zona fótica de las estaciones 100578 (E2), 100205 (E1) y C1 del lago Puyehue. Línea punteada indica límite para siguiente estado trófico (azul: oligotrófico, naranja: mesotrófico, rojo: eutrófico).



2.2. Capacidad de carga del lago

De acuerdo al valor promedio de PT muestreado en la columna de agua ($4,9 \mu\text{g/L}$), el lago habría recibido 46 ton de PT durante el año 2020. De acuerdo al modelo de la OECD (1980), el lago aún tendría capacidad para recibir aportes de PT (93 ton) previo a alcanzar los $10 \mu\text{g/L}$ de PT en la columna de agua (Tabla 16).

Tabla 16. Carga actual y crítica de PT en lago Puyehue.

Carga	PT ($\mu\text{g/L}$)	Carga de PT (ton/año 2020)
Carga actual	4,9	46
Carga crítica	10	93

2.3. Balance hidrológico y de nutrientes del lago

En la Tabla 17 se visualizan las entradas y salidas de agua calculadas para el año 2020, ingresando un total de $2,89 \text{ km}^3$, y egresando $2,83 \text{ km}^3$. El tiempo teórico de renovación calculado para el año 2020 fue de 4,9 años.

Tabla 17. Balance hidrológico (entradas y salidas de agua en el lago Puyehue).

Balance hidrológico		$\text{km}^3/\text{año}$
Entradas	Ríos	2,52
	Precipitación	0,37
	Total	2,89
Salidas	Efluente río Pilmaiquén	2,72
	Evaporación lago	0,11
	Total	2,83

Como principal entrada de fósforo total al lago Puyehue se identificó al uso de suelo con 97,4 ton durante el año 2020, lo que equivale a 75,6 % del total de los aportantes. En segundo lugar, visualizamos a las balsas jaulas (Tabla 18). Durante el 2020 sólo una concesión (100578) registró producción de alevines de salmónidos con 665,7 ton declaradas.

Al desglosar las entradas de PT provenientes del uso de suelo y cobertura vegetal identificamos a las praderas como principal contribuyente (49 %), seguido por el bosque nativo (20,4 %) (Figura 22).

Tabla 18. Entradas de PT (ton/año 2020, y su respectivo porcentaje de contribución) al lago Puyehue.

Fuente	PT (ton/año)	%
Balsas jaulas	12,4	9,7
Uso suelo	97,4	75,6
Precipitación	6,7	5,2
Pisciculturas	6,7	5,2
Población	5,6	4,4
TOTAL	128,8	100

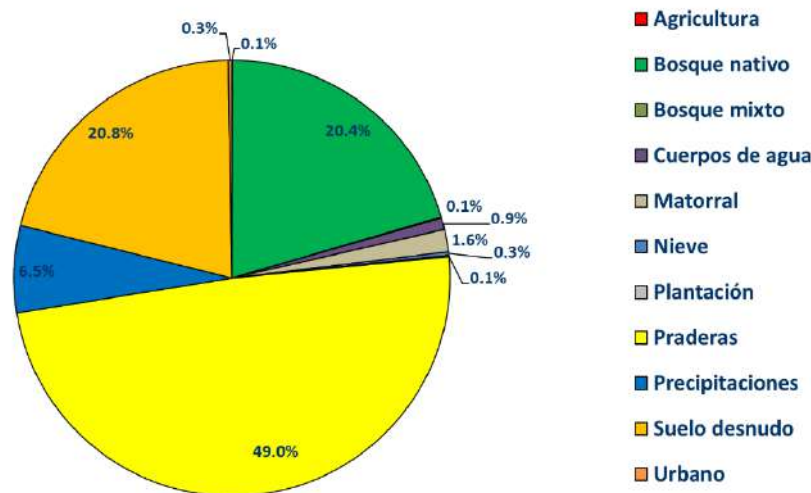


Figura 22. Contribución de PT según uso de suelo y cobertura vegetal para el lago Puyehue durante el año 2020.

De acuerdo al balance de PT se calculó una carga de 71 ton para el año 2020, ingresando 129 ton, egresando 13, y sedimentando 115 ton, equivalente a un porcentaje de sedimentación de 90 % (Tabla 19).

Tabla 19. Balance de fósforo total (PT) en lago Puyehue.

PT en lago (ton/año)	Ingreso (ton/año)	Egreso (ton/año)	Sedimentación (ton/año)	Porcentaje de sedimentación
71	129	13	115	90

Lago Rupanco

1. Evaluación del estado ambiental del lago

1.1 Variables bióticas y abióticas en la columna de agua

En general, las estaciones en el lago Rupanco presentaron un comportamiento similar en la columna de agua. La temperatura fluctuó entre 13 °C en superficie y 10,1 °C en profundidad (Figura 23). Las estaciones menos profundas mostraron una mayor temperatura en superficie, en contraste con la estación más profunda (C2), que registró la menor temperatura en superficie.

La concentración de oxígeno fue de 9,4 a 11,3 mg/L en la columna de agua del lago Rupanco (Figura 23). En los primeros metros fue cercano a 10,5 mg/L, para luego incrementar por sobre los 11 mg/L, y posteriormente descender con la profundidad. La conductividad osciló en un reducido rango, entre 36 y 39,1 μ S/cm (Figura 23). En los primeros metros de la columna de agua se registraron los mayores valores, alcanzando los 39,1 μ S/cm en las estaciones 101851 y 101862, para después descender cerca de los 36,3 μ S/cm. Exceptuando en la estación 100522, donde la conductividad fue variable en la columna.

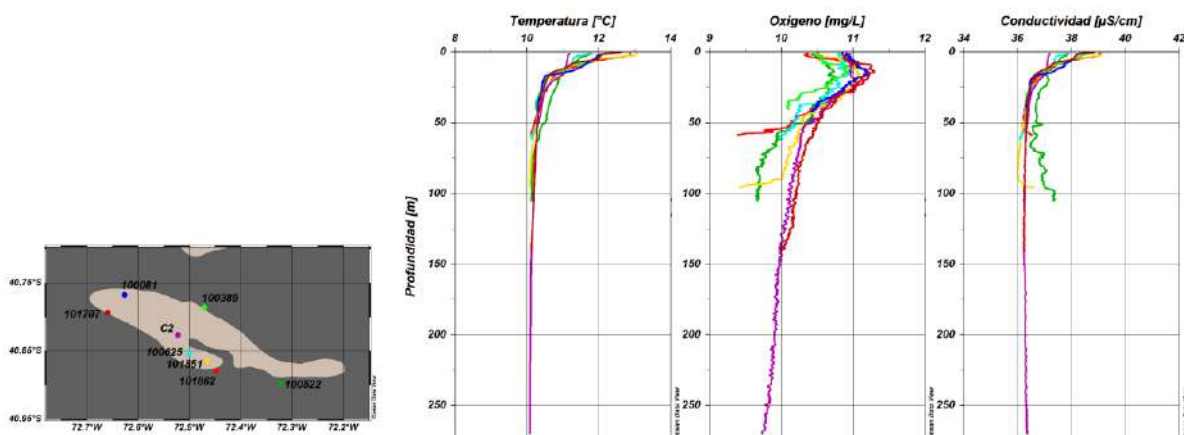


Figura 23. Perfiles de temperatura (°C), oxígeno (mg/L) y conductividad (µS/cm) en las estaciones 101707 (rojo), 100081 (azul), 100389 (verde), 100522 (verde oscuro), 101862 (rojo), 101851 (amarillo), 100625 (calipso) y C2 (lila) del lago Rupanco.

En general, las concentraciones de nitrogenados fueron disminuyendo desde la superficie hasta los 50 m aproximadamente, incrementado posteriormente con la profundidad (Figura 24). Las concentraciones de nitrógeno total fueron de < 10 a 131,9 µg/L. El nitrógeno total estuvo conformado principalmente por N-NH₄ y N-NO₃. Por otro lado, el N-NO₂ se encontró en bajas concentraciones, sin superar los 5,5 µg/L o bajo el límite de detección.

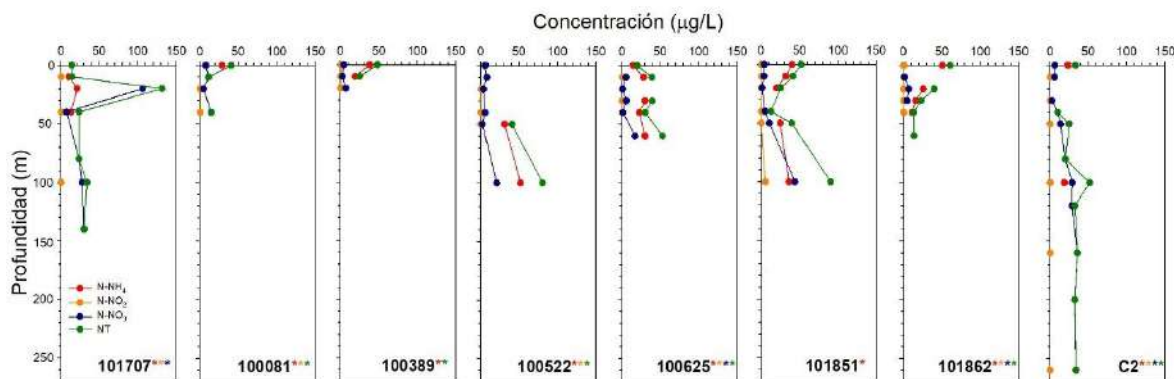


Figura 24. Concentraciones de N-NH₄ (rojo), N-NO₂ (naranja), N-NO₃ (azul) y nitrógeno total (verde) a profundidades discretas, en las estaciones 101707, 100081, 100389, 100522, 100625, 101851, 101862 y C2 del lago Rupanco. Asterisco, indica concentración bajo límite de detección en alguna profundidad, el color señala el analito.

En el caso de los fosforados, su distribución fue variable a través de la columna de agua (Figura 25). Las concentraciones de fósforo total fueron de < 0,4 a 12 µg/L, encontrándose conformado mayoritariamente por P-PO₄, con concentraciones que alcanzaron los 11 µg/L. En ambos casos, en numerosas profundidades las concentraciones estuvieron bajo el límite de detección, 1 y 0,4 µg/L para PO₄ y PT, respectivamente.

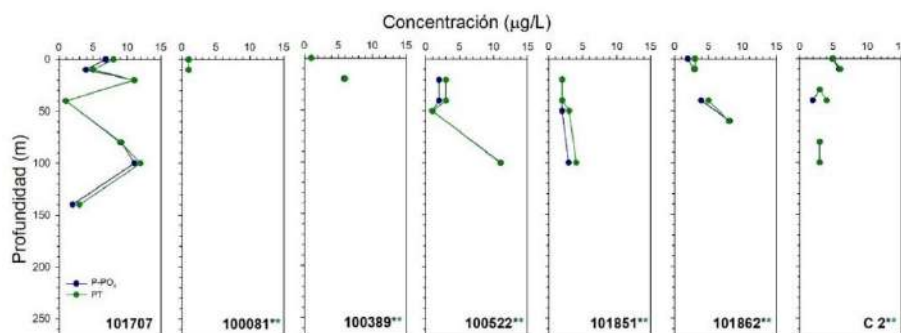


Figura 25. Concentraciones de P-PO₄ (azul) y fósforo total (verde) a profundidades discretas en las estaciones 101707, 100081, 100389, 100522, 101851, 101862 y C2 del lago Rupanco. Asterisco, indica concentración bajo límite de detección en alguna profundidad, el color señala el analito.

Durante la primavera temprana (14 al 19 de octubre de 2020) en el lago Rupanco se registraron un total de 33 taxa, correspondientes a 19 Bacillariophyta, 1 Rhodophyta, 4 Charophyta (incluidos 2 Desmidiaceae), 3 Chlorophyta (1 Chlorococcal), 4 Dinophyta, 1 Cryptophyta y 1 Ochrophyta. Entre las estaciones de muestreo el número de taxa osciló entre 6 a 12 taxones, siendo las Bacillariophyta (ex Diatomeas), el phylum más abundante y diverso. *Fragillaria crotonensis* fue la especie más abundante siempre presentando abundancia relativa sobre el 60 %, seguido de *Tabellaria flocculosa var andina* y *Aulacoseira granulata* o *Asterionella formosa* dependiendo de la estación de muestreo.

Los grupos restantes tuvieron una baja representatividad numérica, solo en una estación con el 10 % de abundancia relativa se observó la Chlorophyta *Dictyosphaerium* spp., luego con abundancias relativas no mayores al 1 % se reportaron los Dinophyta *Parvodinium umbonatum*, *Gymnodinium* spp y *Ceratium* spp., así también los Cryptophyta *Cryptomonas* spp, finalmente las Ochrophyta estuvieron presentes con escasa abundancia relativa solo en un punto de muestreo. La densidad fitoplanctónica integrada entre 0 y 40 m de profundidad osciló entre 307.078 y 676.456 cél/l.

Respecto a la distribución vertical del fitoplancton en el lago Rupanco, no mostró un gradiente asociado a su densidad celular, más se destaca la elevada abundancia de *Fragillaria crotonensis* con 35.186.192 cél/l a 0 m. Esta especie no presenta toxicidad asociada. Es una Bacillariophyta Ex diatomea, colonial de características holoplanctónicas es decir que permanecen siempre en el plancton, no presentando un periodo bentónico o asociado a estadios de resistencia. Este elevado número constituye por número una floración de dicha especie en ese punto de muestreo, más esta elevada densidad no fue registrada en los puntos de la columna de agua, ni las estaciones de muestreo restantes (Tabla 20).

Se registraron 9 taxa de organismos zooplanctónicos más estadios nauplii de copépodos. Se registraron también hembras con huevos de los copépodos *Tumeodiaptomus diabolicus* y de *Mesocyclops araucanus*. La especie dominante del zooplancton en esta oportunidad fue el rotífero *Kellicottia* sp. Fueron los rotíferos el grupo más abundante, en segundo lugar, los copépodos. La abundancia zooplanctónica osciló entre los ~4 a ~9 ind/l, en la estación 101707 fue donde se registró la menor abundancia y en 100389 se produjo la mayor (Tabla 21).

**Tabla 20.** Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo del lago Rupanco.

Lago Rupanco	100522												101862												101851														
Phyllum / Especie	Integrado (0-40m)		0m		10m		20m		40m		Integrado (0-40m)		0m		10m		20m		40m		Integrado (0-40m)		0m		10m		20m		40m										
	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%									
Bacillariophyta																																							
Aulacoseira granulata	31.344	6	-	-	1.334	0,46	48.016	6	30.343	3	17.006	4	667	0,38	1.000	1	-	-	32.010	5	41.013	8	41.013	0,12	5.335	1	35.011	5	36.012	7									
Melosira spp.	2.001	0,38	-	-	-	-	4.001	0,47	2.334	0,26	1.080	0,27	-	-	320	0,21	640	0,28	5.002	1	1.160	0,23	-	-	1.667	0,30	2.481	0,36	1.801	0,33									
Urosolenia eriensis	1.332	0,25	666	0,40	1.997	1	1.332	0,16	666	0,07	666	0,16	-	-	-	-	1.997	1	666	0,11	-	-	666	0,002	1.997	0,36	666	0,10	-	-									
Cyclotella ocellata	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Achnanthes minutissimum	666	0,13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Nitzschia spp.	-	-	-	-	-	-	666	0,08	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Gomphonema spp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Rhizosolenia abbreviata	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	666	0,29	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Diploneis ovalis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Epithemia spp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Surirella sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Asterionella formosa	17.311	3	4.661	3	13.316	5	13.982	2	35.288	4	9.321	2	11.319	6	10.653	7	10.653	5	22.638	4	24.635	5	1.332	0,004	13.316	2	17.311	3	17.311	3									
Diatoma moniliformis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Tabellaria flocculosa var. andina	112.037	21	18.006	11	64.354	22	235.077	28	147.715	17	63.687	16	17.672	10	22.674	15	22.341	10	146.048	25	85.361	17	88.696	0,25	84.027	15	89.363	13	60.353	11									
Fragilaria crotonensis	360.118	68	141.713	85	205.734	72	541.510	63	670.886	75	313.436	77	146.048	83	103.367	66	188.395	83	375.122	64	351.782	70	35.053.779	100	450.147	81	531.840	78	423.472	78									
Odontidium mesodon	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Staurosira venter	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Hantzschia arcus	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Ulnaria ulna	-	-	-	-	-	-	-	-	333	0,04	40	0,01	-	-	-	-	333	0,15	40	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Rhodophyta																																							
Audouinia sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Charophyta																																							
Staurostrum gracile	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	40	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Cosmarium phaseolium	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Mougeotia sp.	x	x	-	-	-	-	4.762	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Elakathrix gelatinosa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								

* El análisis cualitativo se representa con una x en la muestra integrada. La x representa un organismo presente en el análisis cualitativo que no se encontraba presente en el análisis cuantitativo.

Continuación **Tabla 20.** Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo del lago Rupanco.

Lago Rupanco												100625												C2												100389											
Phyllum / Especie	Integrado (0-40m)		0m		10m		20m		40m		Peak		Integrado (0-40m)		0m		10m		20m		40m		Integrado (0-20m)		0m		10m		20m																		
	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%																	
Bacillariophyta																																															
Aulacoseira granulata	35.345	5	12.004	5	31.010	5	44.014	6	38.346	7	40.680	23	23.674	8	5.669	2	37.346	7	52.350	12	18.006	5	14.405	3	12.337	4	12.004	2	11.337	3																	
Melosira spp	12.337	2	2.001	1	2.801	0,42	639	0,08	1.160	0,20	2.801	2	1.480	0,48	640	0,22	3.334	1	6.669	2	3.001	1	1.360	0,30	7.002	2	2.668	0,44	2.081	1																	
Urosolenia eriensis	-	-	-	-	2.663	0,40	-	-	2.663	0,47	1.211	1	-	-	1.997	1	3.329	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-													
Cyclotella ocellata	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-													
Achnanthes minutissimum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-													
Nitzschia spp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-													
Gomphonema sp	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-													
Rhoicosphenia abbreviata	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-													
Diploneis ovalis	-	-	-	-	-	-	40	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-													
Epithemia sp	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-													
Surirella sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-													
Asterionella formosa	16.645	2	13.982	5	9.987	1	31.959	4	37.952	7	13.922	8	19.975	7	15.314	5	19.975	4	29.962	7	19.975	6	1.997	0,44	9.603	3	9.987	2	16.645	4																	
Diatoma moniliformis	-	-	-	-	-	-	-	-	333	0,06	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-													
Tabellaria flocculosa var. andina	17.672	3	106.368	40	114.704	17	170.722	23	92.363	16	72.690	42	48.016	16	66.355	23	81.360	15	122.707	29	19.340	6	84.187	19	63.021	22	54.018	9	105.368	27																	
Fragilaria crotonensis	498.496	74	130.042	49	508.499	76	502.164	67	396.796	70	36.345	21	211.736	69	201.733	69	376.456	72	210.069	50	268.421	81	344.873	77	188.395	67	530.173	87	253.416	65																	
Odontidium mesodon	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	666	0,22	-	-	-	-	-	-	666	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-												
Staurastrum venter	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-													
Hannaea arcus	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-													
Ulnaria ulna	92.030	14	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,02	-	-	-	-	40	0,01	40	0,01	-	-	-	-	40	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-													
Rhodophyta																																															
Audouinia sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.000	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-													
Charophyta																																															
Staurastrum gracile	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	40	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-													
Cosmarium phaseolium	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-													
Mougeotia sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-													
Elakathotrix gelatinosa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-													
Chlorophyta																																															
Oocystis lacustris	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-													
Dictyosphaerium spp	360	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-													
Sphaerocystis Schroeteri	x	x	-	-	480	0,07	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-													
Dinophyta																																															
Gymnodinium sp	80	0,01	-	-	120	0,02	333	0,04	-	-	333	0,19	120	0,04	-	-	80	0,02	40	0,01	-	-	-	-	-	-	333	0,05	40	0,01	-	-	-	-													
Ceratium spp	80	0,01	80	0,03	160	0,02	320	0,04	40	0,01	40	0,02	80	0,03	-	-	40	0,01	160	0,04	-	-	80	0,02	40	0,01	440	0,07	240	0,06	-	-	-	-													
Peridinium spp	80	0,01	-	-	40	0,01	40	0,01	333	0,06	40	0,02	x	x	-	-	120	0,02	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-													
Parvodinium umbonatum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-													
Cryptophyta																																															
Cryptomonas sp	3.329	0,5	666	0,25	80	0,01	1.997	0,27	666	0,12	4.842	3	1.332	0,43	-	-	3.329	1	1.997	0,47	-	-	2.663	1	1.921	1	1.997	0,33	666	0,17	-	-	-	-													
Ochromophyta																																															
Dinobryon divergens	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-													
Total por estación	676.456		265.143		670.545		752.230		570.654		173.945		307.078		291.708		525.409		424.074		329.408		449.566		282.359		611.621		390.153																		
Riqueza de taxa (S)	18		7		11		10		10		12		13		6		11		11		6		9		8		8		9																		

* El análisis cualitativo se representa con una x en la muestra integrada. La x representa un organismo presente en el análisis cualitativo que no se encontraba presente en el análisis cuantitativo.

Continuación **Tabla 20.** Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo del lago Rupanco.

Lago Rupanco												100081												101707											
Phyllum / Especie	Integrado (0-40m)		0m		10m		20m		40m		Peak		Integrado (0-40m)		0m		10m		20m		40		Peak												
	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%											
Bacillariophyta																																			
Aulacoseira granulata	6.002	2	3.521	1	10.523	4	47.135	9	39.346	10	20.673	5	16.672	3	-	-	27.676	3	22.341	5	37.012	11	62.020	33											
Melosira spp	160	0,06	400	0,17	320	0,11	1.040	0,21	920	0,23	5.202	1	2.201	0,38	-	-	4.668	1	291	0,06	9.336	3	840	0,45											
Urosolenia eriensis	-	-	40	0,02	-	-	-	-	666	0,16	-	-	666	0,12	666	0,20	-	-	666	0,15	-	-	666	0											
Cyclotella ocellata	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-											
Achnanthisidium minutissimum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-											
Nitzschia spp	666	0,23	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-											
Gomphoneis sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-											
Rhoicosphenia abbreviata	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-											
Diploneis ovalis	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-											
Epithemia sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-											
Surirella sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-											
Asterionella formosa	1.667	1	6.658	3	640	0,22	7.324	1	11.985	3	20.640	5	15.314	3	14.648	4	27.299	3	17.977	4	20.640	6	19.309	10											
Diatoma moniliformis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-											
Tabellaria flocculosa var. andina	94.364	33	6.442	3	53.137	18	81.587	16	53.684	13	43.347	10	75.691	13	5.335	2	69.023	8	96.698	21	39.013	11	65.355	35											
Fragilaria crotonensis	185.060	64	223.873	93	230.595	78	359.437	72	300.098	74	361.118	80	460.150	80	291.762	87	693.560	84	306.767	68	243.413	69	38.346	20											
Odontidium mesodon	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-											
Stauroneis venter	666	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-											
Hannaea arcus	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-											
Ulnaria ulna	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	20.673	6	-	-	-	-	-	-	-	-											
Rhodophyta																																			
Audouiniaella sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-											
Charophyta																																			
Staurostrum gracile	-	-	-	-	120	0,04	-	-	-	-	-	-	40	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-											
Cosmarium phaseolium	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-											
Mougeotia sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-											
Elakathotrix gelatinosa	-	-	-	-	-	-	160	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-											
Chlorophyta																																			
Oocystis lacustris	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-											
Dictyosphaerium spp	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2.663	1	-	-	-	-											
Sphaerocystis Schroeteri	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.320	0,23	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-											
Dinophyta																																			
Gymnodinium sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	666	0,12	40	0,01	160	0,02	42	0,01	333	0,10	40	0,02											
Ceratium spp	40	0,01	-	-	160	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	333	0,10	333	0,04	42	0,01	40	0,01	80	0,04											
Peridinium spp	40	0,01	-	-	40	0,01	120	0,02	-	-	-	-	x	x	-	-	160	0,02	-	-	-	-	40	0,02											
Parvodyinium umbonatum	-	-	-	-	-	-	40	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-											
Cryptophyta																																			
Cryptomonas sp	666	0,2	-	-	-	-	1.332	0,27	1.332	0,33	1.997	0,44	2.663	0,46	-	-	1.332	0,16	3.995	1	666	0,19	666	0,36											
Ochromophyta																																			
Dinobryon divergens	-	-	-	-	920	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-											
Total por estación	289.331		240.935		296.457		498.175		408.031		452.978		575.384		333.458		824.210		451.481		350.454		187.361												
Riqueza de taxa (S)	13		6		9		9		7		6		11		7		9		10		8		10												

* El análisis cualitativo se representa con una x en la muestra integrada. La x representa un organismo presente en el análisis cualitativo que no se encontraba presente en el análisis cuantitativo.

Tabla 21. Composición taxonómica y abundancia de organismos zooplanctónicos en el lago Rupanco.

Lago	Rupanco							
Estación / (estrato m)	101862 (0-60)	100522 (0-60)	101851 (0-60)	100389 (0-20)	100081 (0-40)	101707 (0-60)	C2 (0-60)	100625 (0-60)
Taxa	ind/l	ind/l	ind/l	ind/l	ind/l	ind/l	ind/l	ind/l
Arthropoda / Copepoda								
<i>Tumeodiaptomus diabolus</i>	1,066	0,221	0,648	0,194	1,452	0,928	0,922	0,687
hembra con huevos	0,131	0	0,102	0	0,058	0,167	0,258	0,074
<i>Mesocyclops araucanus</i>	0,631	0,516	0,614	1,990	1,104	0,557	0,608	0,576
hembra con huevos	0	0	0,034	0	0	0	0,037	0
Nauplius	0	0,037	1,636	0,437	0	0,186	0,977	0,464
Arthropoda / Branchiopoda								
<i>Daphnia pulex</i>	0,044	0,111	0,034	0,194	0,116	0,019	0,037	0,037
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	0,152	0	0,136	0	0,174	0,037	0,203	0,204
<i>Bosmina (Liederbosmina) chilensis</i>	0,761	0,627	0,545	0,388	0,407	0,910	0,737	0,613
Rotifera								
<i>Asplanchna</i> sp	0,109	0,258	0,034	0,243	0	0	0,129	0,056
<i>Kellicottia</i> sp	1,109	4,166	2,761	4,903	1,743	1,096	2,618	4,345
<i>Keratella americana</i>	0,392	0,037	0,102	0,631	0,174	0,149	1,714	0,130
<i>Conochilus unicornis</i>	0,109	0,037	0,034	0	0	0,019	0,055	0
Abundancia total por estación	4,502	6,010	6,681	8,980	5,228	4,066	8,296	7,186

1.2 Variables sedimentológicas

La estación 101862 presentó la mayor profundidad (~ 60 m). No se observaron diferencias de los resultados de los parámetros físico-químicos evaluados en ambas estaciones, tal como se observa en la Tabla 22, con porcentajes bajo de materia orgánica, pH neutro, temperatura cercana a los 11 ° C y redox positivo entre 298,1 a 350,9 mV.

Tabla 22. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 101862 y 100389 del lago Rupanco.

Estación	Prof.	Materia orgánica (%)		pH		T° (C)		Redox (mV)	
	(m)	Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds
101862	60	5,6	1,5	7,1	0,2	11,0	0,2	298,1	22,2
100389	11	10,8	4,8	6,5	0,2	12,1	0,1	350,9	43,5

Al igual que en la etapa anterior a este estudio, el sedimento de la estación de estudio 100389 estuvo compuesto en su totalidad por fango, mientras que la estación 101862 presentó una principalmente una composición compuesta por fango y en menor grado de arena, salvo una muestra con alto porcentaje de arena (Figura 26).

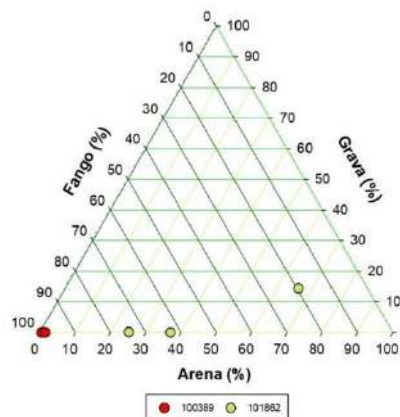


Figura 26. Porcentaje de fango, arena y grava, en las estaciones sedimentológicas (100389 y 101862) del lago Rupanco.

2. Estado trófico y capacidad de carga del lago

2.1. Trofía del lago

En el lago Rupanco, la transparencia registrada se encontró dentro de rangos oligotróficos y mesotróficos (14 a 9,4 m), la mayoría de los valores estuvieron cercanos al límite mesotrófico (Figura 27a).

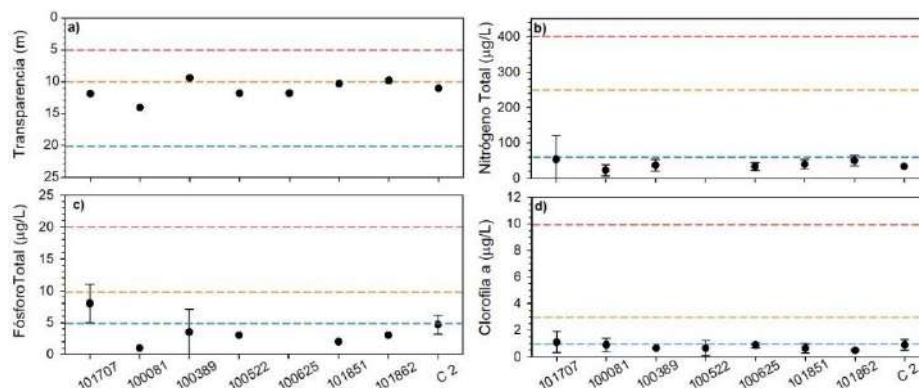


Figura 27. a) Transparencia (m) y concentraciones promedio de b) nitrógeno total ($\mu\text{g/L}$), c) fósforo total ($\mu\text{g/L}$) y d) clorofila ($\mu\text{g/L}$) en zona fótica de las estaciones 101707, 100081, 100389, 100522, 100625, 101851, 101862 y C2 del lago Rupanco. Línea punteada indica límite para siguiente estado trófico (azul: oligotrófico, naranja: mesotrófico, rojo: eutrófico).

El nitrógeno total permaneció principalmente en categoría ultraoligotrófico (Figura 27b), exceptuando por la estación 101707 que presentó concentraciones oligotróficas. En el caso de fósforo total, la mayoría de las concentraciones en la zona fótica estuvieron bajo el límite de detección ($< 0,4 \mu\text{g/L}$) o en rangos ultraoligotróficos. Sin embargo, algunas concentraciones fluctuaron en rangos oligotróficos y mesotróficos (Figura 27c). Finalmente, las concentraciones de clorofila en la zona fótica variaron entre rangos ultraoligotróficos y oligotróficos ($0,5 \pm 0,1$ a $1,1 \pm 0,8 \mu\text{g/L}$) (Figura 27d), presentando mayores concentraciones en la estación 101707.

2.2. Capacidad de carga del lago

De acuerdo al valor promedio de PT muestreado en la columna de agua ($5,4 \mu\text{g/L}$), el lago habría recibido 73 ton de PT durante el año 2020. De acuerdo al modelo de la OECD (1980), el lago aún tendría capacidad para recibir aportes de PT (136 ton) previo a alcanzar los $10 \mu\text{g/L}$ de PT en la columna de agua. En tanto, para el nutriente nitrógeno total, se calculó una carga actual de 484 ton para el año 2020, en base a una concentración promedio de $35,7 \mu\text{g/L}$ de NT en la columna de agua, calculándose además una carga crítica de 4.074 ton para alcanzar los $250 \mu\text{g/L}$ (Tabla 23), valor límite para cambiar de trofía, desde oligotrófico a mesotrófico.

Tabla 23. Carga actual y crítica de PT y NT en lago Rupanco.

Nutriente	Carga	($\mu\text{g/L}$)	Carga por nutriente (ton/año 2020)
PT	actual	5,4	73
	crítica	10	136
NT	actual	35,7	484
	crítica	250	4.074



2.3. Balance hidrológico y de nutrientes del lago

En la Tabla 24 se visualizan las entradas y salidas de agua calculadas para el año 2020, ingresando un total de 2,9 km³, y egresando 3,23 km³, registrándose un déficit en el cálculo del ingreso de aguas. En el caso del lago Rupanco, cuya cuenca lacustre presenta innumerables ríos de diversos tamaños, se considera que la metodología de la Curva número que calcula la esorrentía de cada microcuenca, no es la más apropiada para calcular estas entradas de agua. Sin embargo, mientras que no se haga un estudio exhaustivo a nivel de microcuenca para toda la cuenca lacustre del lago Rupanco, usaremos esta metodología, que en la actualidad es simple y de bajo costo. El tiempo teórico de renovación calculado para el año 2020 fue de 12,8 años.

Tabla 24. Balance hidrológico (entradas y salidas de agua en el lago Rupanco).

Balance hidrológico		km ³ /año
Entradas	Ríos	2,46
	Precipitación	0,44
	Total	2,90
Salidas	Efluente río Rahue	3,07
	Evaporación lago	0,17
	Total	3,23

En la Tabla 25 se visualizan las entradas de fósforo y nitrógeno total al lago. De ello se desprende que el principal contribuyente de nutrientes, tanto de PT como de NT, es el uso de suelo seguido por las balsas jaulas. Durante el año 2020 cinco concesiones de acuicultura registraron operación (100081, 100625, 101707, 101851, 101862), con un total de 5.072,33 ton declaradas. Al desglosar los aportes de NT y PT del uso de suelo y cobertura vegetal, identificamos a las praderas como principal contribuyente con un 60 y 57 %, respectivamente, luego el bosque nativo con 23 y 17 %, respectivamente (Figura 28 y Figura 29).

Tabla 25. Entradas de PT y NT (ton/año 2020, y su respectivo porcentaje de contribución) al lago Rupanco.

Fuente	PT (ton/año)	%	NT (ton/año)	%
Balsas jaulas	51,7	30,6	278,2	22,5
Uso suelo	109,3	64,6	861,9	69,8
Precipitación	6,2	3,7	83,8	6,8
Pisciculturas	0,2	0,1	0,2	0,0
Población	1,7	1,0	11,3	0,9
TOTAL	169,2	100	1235,4	100

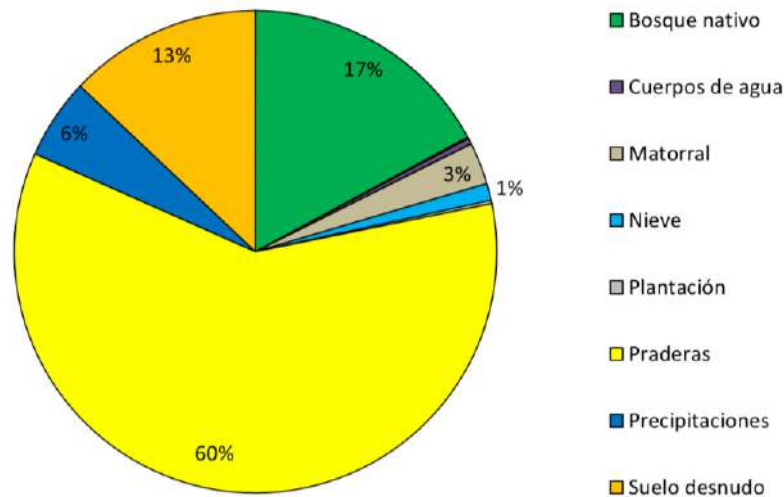


Figura 28. Contribución de PT según uso de suelo y cobertura vegetal para el lago Rupanco durante el año 2020.

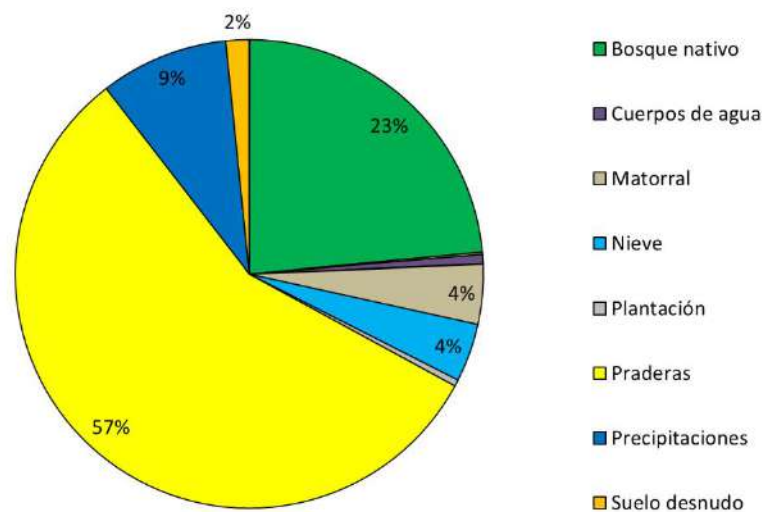


Figura 29. Contribución de NT según uso de suelo y cobertura vegetal para el lago Rupanco durante el año 2020.

De acuerdo al balance de PT se calculó una carga de 205 ton para el año 2020, ingresando 169 ton, egresando 17 ton, y sedimentando 153 ton, equivalente a un porcentaje de sedimentación de 90 %. En tanto, para el balance de NT, se calculó una carga de 1.356 ton, ingresando 1.235 ton, egresando 109 ton, y sedimentando 1.126 ton, equivalente al 91 % (Tabla 26).

Tabla 26. Balance de fósforo total (PT) en lago Rupanco.

Nutriente	nutriente en lago (ton/año)	Ingreso (ton/año)	Egreso (ton/año)	Sedimentación (ton/año)	Porcentaje de sedimentación
PT	205	169	17	153	90
NT	1.356	1.235	109	1.126	91

Lago Llanquihue

1. Evaluación del estado ambiental del lago

1.1 Variables bióticas y abióticas en la columna de agua

La temperatura en la columna de agua del Llanquihue fluctuó entre 10,8 y 13,5 °C (Figura 30). En superficie se observó el incremento de temperatura, para luego ir descendiendo en profundidad. Las mayores temperaturas se registraron en la estación 100070, que posee menor profundidad y se encuentra localizada en una bahía con escasa circulación. Seguida por las estaciones ubicadas en el noreste del lago. La temperatura del hipolimnion del lago Llanquihue, fue la mayor a la registrada de los lagos Araucanos.

En cuanto al oxígeno, se encontró en elevadas concentraciones en toda la columna de agua (Figura 30), con concentraciones que fueron entre 9 y 10,3 mg/L. En todas las estaciones se registró una disminución en superficie, para incrementar hacia profundidad. Sin embargo, en las estaciones más profundas, C1 y C2, el oxígeno disminuyó a medida que aumentó la profundidad. El sensor de oxígeno presentó problemas en sus registros en las estaciones 100100, 100332, 100370, 100390, 100070 y Pto. Varas.

La conductividad fue de 64,9 a 69, $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura 30), con mayores concentraciones en superficie, para disminuir levemente con la profundidad. En algunas de las estaciones le sensor de conductividad presentó error en las mediciones, en las estaciones 100100, 100332, 100390 y Pto. Varas.

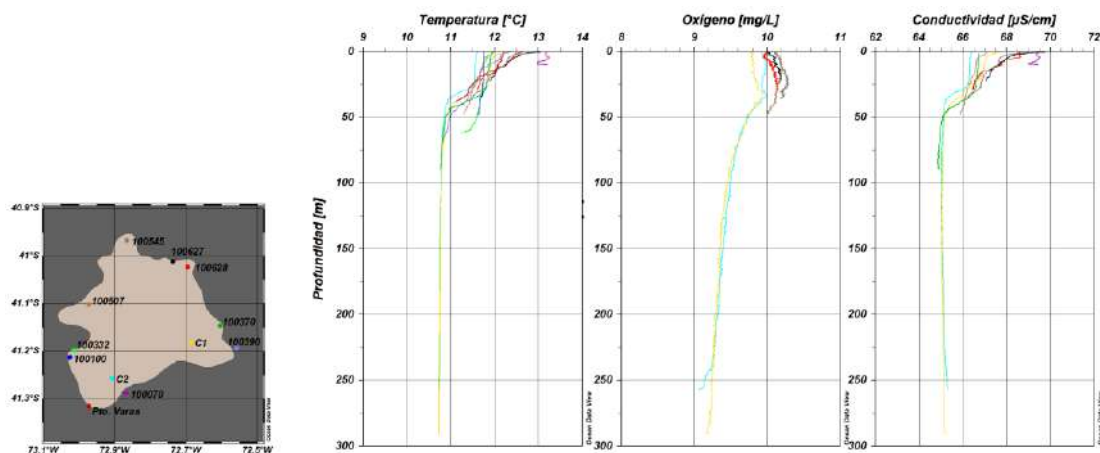


Figura 30. Perfiles de temperatura (°C), oxígeno (mg/L) y conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) en las estaciones 100100 (azul), 1000332 (verde), 100507 (café), 100545 (gris), 100627 (negro), 100628 (rojo), 100370 (verde oscuro), 100390 (lila claro), 100070 (lila), Pto. Varas (rojo oscuro), C1 (amarillo) y C2 (celeste) del lago Llanquihue.

Con respecto a los nutrientes en la columna de agua del lago Llanquihue, la distribución del nitrógeno total varió a través de la columna de agua, presentando menores concentraciones en el estrato superficial, incrementando hacia profundidad (Figura 31). Las concentraciones de nitrógeno oscilaron entre < 10 y $74,2 \mu\text{g}/\text{L}$, encontrándose compuesto mayoritariamente por formas inorgánicas, por N-NH_4 y N-NO_3 .

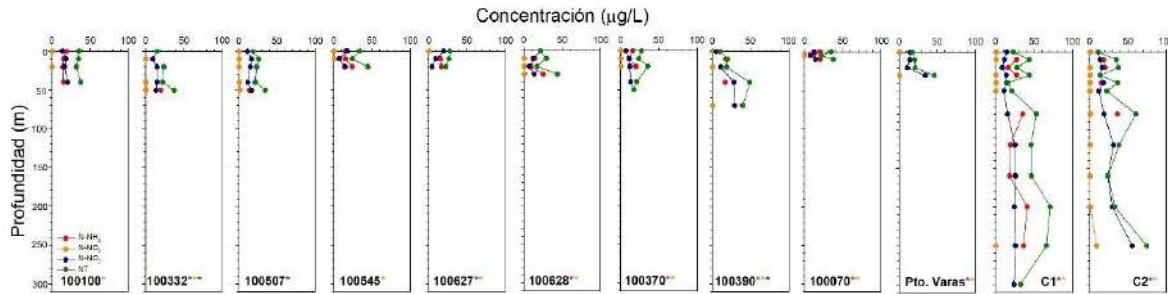


Figura 31. Concentraciones de N-NH₄ (rojo), N-NO₂ (naranja), N-NO₃ (azul) y nitrógeno total (verde) a profundidades discretas, en las estaciones 100100, 100332, 100507, 100545, 100627, 100628, 100370, 100390, 100070, Pto. Varas, C1 y C2 del lago Llanquihue. Asterisco, indica concentración bajo límite de detección en alguna profundidad, el color señala el analito.

En el caso del fósforo, su distribución fue variable a través de la columna de agua (Figura 32). En general las concentraciones de fósforo total fueron inferiores a 10 µg/L, exceptuando por la estación C2, donde en profundidad (250 m) registró una concentración de 12 µg/L. EL P-PO₄, fue el principal constituyente del fósforo total. En ambos casos, para el P-PO₄ y PT, en numerosas profundidades las concentraciones estuvieron bajo el límite de detección.

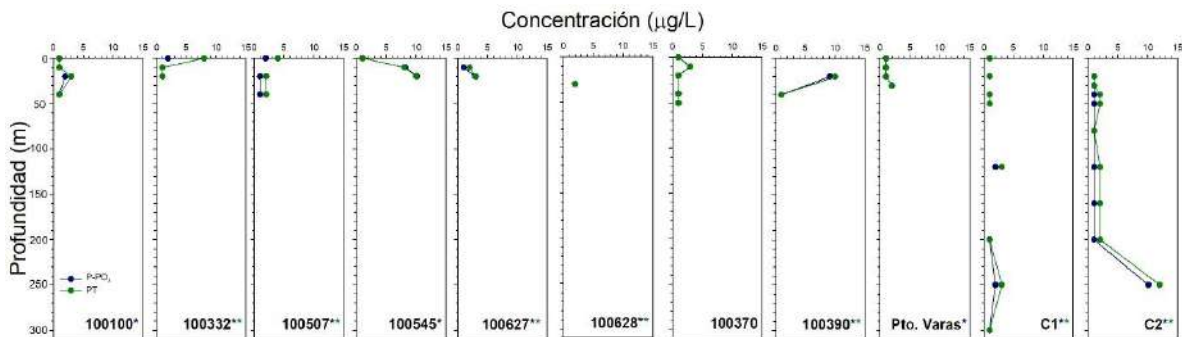


Figura 32. Concentraciones de P-PO₄ (azul) y fósforo total (verde) a profundidades discretas en las estaciones 100100, 100332, 100507, 100545, 100627, 100628, 100370, 100390, 100070, Pto. Varas, C1 y C2 del lago Llanquihue. Asterisco, indica concentración bajo límite de detección en alguna profundidad, el color señala el analito.

Durante la primavera (entre 21 y 30 de octubre de 2020) en el lago Llanquihue, los resultados del monitoreo regular del lago Llanquihue, mostraron una elevada riqueza de especies con 62 taxa, de los cuales fueron 37 Bacillariophyta, 10 Chlorophyta, 8 Charophyta, 2 Ochrophyta, 1 Cryptophyta, 3 Dinophyta y 1 Cianobacteria. Por estación de muestreo integrada entre 0 y 40 m, se registraron de 12 a 20 taxa, con una densidad fitoplanctónica de 10.165 a 101.867 cél/l. Se registró que la mayor representatividad estuvo dada por las Bacillariophyta que fueron el grupo más diverso y abundante, en la mayoría de los casos las especies más abundantes fueron las diatomeas *Aulacoseira granulata* y *Cyclotella ocellata* sobre un 20 % de la abundancia relativa por estación de muestreo.



Lago Llanquihue	C1										C2								100070												
Phyllum / Especie	Integrado (0-40m)		0m		10m		20m		40m		Peak		Integrado (0-40m)		0m		10m		20m		Peak		Integrado (0-10m)		0m		5m		10m		
	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	
Bacillariophyta																															
Akosira granulata	10.804	16	5.402	11	32.371	48	46.295	54	39.613	43	49.016	58	14.725	32	39.573	41	23.368	34	32.971	45	57.539	65	520	5	320	1	640	22	1.400	4	
Melosira spp	200	0,30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	80	0,18	-	-	-	-	120	0	-	-	80	1	-	-	-	-	-	-	
Cyclotella ocellata	8.656	13	17.977	37	23.969	35	7.324	9	14.648	16	20.640	24	14.648	32	17.977	18	15.980	23	13.982	19	12.651	14	7.324	72	21.306	64	-	-	23.304	71	
Cyclotella menegheniana	40	0,06	-	-	-	-	-	-	40	0,04	-	-	40	0,09	40	0,04	-	-	-	-	-	-	-	666	2	-	-	-	-	-	-
Achnanthes minutissimum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	666	2	
Cocconeis placentula sensu lato	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	666	1	x	x	40	0,1	-	-	-	40	0,1
Amphora spp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Nitzschia spp	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,04	40	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	80	0,2	40	1	40	0,1	
Nitzschia sigmaidea	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	1	-	-	
Gomphonema spp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,4	-	-	-	-	40	0,1	
Gomphoneis sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Cymbella spp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Encyonema spp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	666	2	-	-	-	-	
Rhicosphenia abbreviata	40	0,06	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	80	0,2	40	1	-	-	
Diplois ovalis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	80	0,2	40	1	-	-	
Rhopalodia gibba	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,4	40	0,1	-	-	-	-	
Navicula spp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,4	40	0,1	40	1	40	0,1	
Epithemia adnata	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	40	0,1	-	-	160	0,5	
Epithemia sorex	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	80	0,2	-	-	-	-	
Eunotia sp																															

Continuación **Tabla 27.** Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo del lago Llanquihue.

Lago Llanquihue	Puerto Varas											100100										100332											
	Phylum / Especie	Integrado (0-30m)		0m		10m		20m		30m		Peak		Integrado (0-40m)		0m		10m		20m		40m		Integrado (0-40m)		0m		10m		20m		40m	
		cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%
Bacillariophyta																																	
<i>Achnanthes granulata</i>	15.925	44	11.844	32	10.003	28	18.926	40	25.008	73	39.853	68	7.482	18	15.565	35	8.403	23	18.286	41	11.804	29	24.368	63	10.323	29	36.212	66	27.129	53	19.967	60	
<i>Melosira</i> spp	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Cyclotella ocellata</i>	-	-	14.648	40	12.651	35	13.982	30	666	2	7.990	14	6.658	16	7.990	18	15.314	42	10.653	24	14.648	36	5.327	14	6.658	18	8.656	16	1.332	3	3.995	12	
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	7.990	22	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Achnanthes minutissimum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Cocconeis placentula sensu lato</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3.329	8	6.658	15	-	-	-	-	-	-	-	-	666	2	1.332	2	-	-	-	-	
<i>Amphora</i> spp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Nitzschia</i> spp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	666	2	-	-	-	-	-	-	-	40	0,1	-	-	-	-	-	
<i>Nitzschia sigmaidea</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Gomphonema</i> spp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,1	-	-	-	-	
<i>Gomphonema</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Cymbella</i> spp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,1	-	-	-	-	-	
<i>Encyonema</i> spp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Diplois ovalis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rhaphodia gibba</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,1	-	-	40	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Navicula</i> spp	-	-	-	-	-	-	40	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Epithemia adnata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,1	40	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,1	-	-	-	
<i>Epithemia sorex</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Eunotia</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Surirella</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Asterionella formosa</i>	2.663	7	3.329	9	1.280	4	1.681	4	5.327	15	2.663	5	3.329	8	2.681	6	2.663	7	1.332	3	3.329	8	3.329	9	4.661	13	1.400	3	3.361	7	1.881	6	
<i>Diatoma moniliformis</i>	40	0,1	40	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	1.332	4	40	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	120	0,2	-	
<i>Diatoma vulgare</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Distromium germainii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Tabellaria flocculosa</i> var. <i>andina</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Tabellaria flocculosa</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Odontidium mesodon</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Fragilaria vaucheriae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Fragilaria tenera</i>	2.663	7	160	0,4	3.329	9	4.661	10	1.332	4	1.997	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.332	3	40	0,1	
<i>Fragilaria crotonensis</i>	x	x	3.201	9	1.440	4	40	0,1	200	1	1.000	2	1.320	3	1.480	3	-	-	1.320	3	-	-	400	1	2.161	6	3.281	6	13.004	25	600	2	
<i>Hantzschia arcus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	120	0,28	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,1	-	-	-	-	-	-	
<i>Stauroneis venter</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Stauroneis</i> spp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Stauroneis martyi</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Indeterminada</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Ulnaria ulna</i>	-	-	40	0,1	-	-	40	0,1	40	0,1	40	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,1	-	-	-	-	-	-	
Chlorophyta																																	
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	640	2	200	1	1.440	4	280	1	280	1	-	-	1.000	2	-	-	-	-	-	-	400	1	1.280	3	1.921	5	680	1	-	-	-	-	
<i>Asterococcus</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Quadrigula</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Kirchneriella lunaris</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Scenedesmus</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Oedogonium</i> sp s	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Oocystis lacustris</i>	-	-	160	0,4	-	-	160	0,3	160	0,5	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Oocystis solitaria</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Oocystis crassa</i>	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Ulothrix</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Charophyta																																	
<i>Closterium acutum</i>	40	0,1	40	0,1	-	-	160	0,3	-	-	40	0,1	1.332	3	120	0,27	666	2	-	-	-	-	120	0,3	40	0,1	80	0,1	80	0,2	-	-	
<i>Closterium aciculare</i>	80	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,09	-	-	-	-	40	0,1	-	-	-	-	-	-	120	0,2	-	-	
<i>Staurastrum gracile</i>	40	0,1	-	-	-	-	40	0,1	80	0,2	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,1	40	0,1	80	0,1	-	-	-	-	
<i>Staurastrum laeve</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Sphaerocostoma aubertianum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Spirogyra</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-</									

Continuación **Tabla 27.** Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo del lago Llanquihue.

Lago Llanquihue	100507												100545												100627											
Phylum / Especie	Integrado (0-40m)		0m		10m		20m		40m		Integrado (0-20m)		0m		10m		20m		Integrado (0-20m)		0m		10m		20m											
	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%										
Bacillariophyta																																				
<i>Achnanthes granulata</i>	18.646	32	1.280	3	15.645	31	19.606	32	17.806	30	2.201	6	-	-	1.601	2	8.643	24	11.404	22	7.683	20	16.405	33	25.688	36										
<i>Melosira</i> spp	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
<i>Cyclotella ocellata</i>	11.985	20	16.229	43	6.103	12	11.319	18	13.316	23	10.653	27	18.643	38	32.625	41	-	-	25.301	50	21.306	56	21.306	43	27.299	38										
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,1	-	-	-	-	-	-										
<i>Achnanthes minutissimum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
<i>Cocconeis placentula sensu lato</i>	160	0,27	120	0,31	-	-	1.997	3	40	0,1	666	2	80	0,2	1.332	2	-	-	-	-	1.332	4	-	-	3.329	5										
<i>Amphora</i> spp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
<i>Nitzschia</i> spp	-	-	-	-	-	-	-	-	666	1	-	-	-	-	-	-	-	-	666	1	80	0,2	40	0,1	-	-										
<i>Nitzschia sigmaidea</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,1										
<i>Gomphonema</i> spp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	666	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
<i>Gomphonema</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
<i>Cymbella</i> spp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,1										
<i>Encyonema</i> spp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	666	2	-	-	-	-										
<i>Diplois ovalis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,1	-	-	-	-	40	0,1										
<i>Rhopalodia gibba</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,1										
<i>Navicula</i> spp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	666	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
<i>Epithemia adnata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,1	-	-	-	-	-	40	0,1	-										
<i>Epithemia sorex</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
<i>Eunotia</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,1	-										
<i>Surrella</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
<i>Asterionella formosa</i>	1.641	3	2.281	6	1.761	3	3.761	6	2.321	4	6.562	16	4.682	10	10.653	13	6.722	19	3.241	6	2.161	6	8.483	17	5.162	7										
<i>Diatoma moniliformis</i>	80	0,14	40	0,10	-	-	40	0,06	-	-	40	0,1	720	1	360	0,5	160	0,5	120	0,2	80	0,2	-	-	-	-										
<i>Diatoma vulgare</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	400	1	-	-	80	0,1										
<i>Districella germainii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
<i>Tabellaria flocculosa</i> var. <i>andina</i>	-	-	-	-	-	-	40	0,06	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
<i>Tabellaria flocculosa</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
<i>Ondocidium mesodon</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
<i>Fragilaria vaucheriae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	666	1									
<i>Fragilaria tenera</i>	-	-	-	-	1.665	3	666	1	1.997	3	1.997	5	1.332	3	666	1	-	-	-	-	-	-	160	0,3	-	-										
<i>Fragilaria crotonensis</i>	7.803	13	-	-	3.881	8	-	-	3.081	5	2.401	6	5.002	10	1.000	1	640	2	1.200	2	760	2	200	0,4	3.995	6										
<i>Hannaea arcus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
<i>Stauroneis venter</i>	-	-	-	-	555	1	1.332	2	-	-	320	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
<i>Stauroneis</i> spp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,08	666	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
<i>Stauroneis martyi</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
<i>Indeterminada</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
<i>Ulnaria ulna</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,08	-	-	-	-	40	0,1	80	0,2	80	0,2	80	0,1										
Chlorophyta																																				
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	280	0,48	1.080	3	1.721	3	2.601	4	5.082	9	680	2	520	1	1.200	2	1.000	3	640	1	320	1	960	2	1.040	1										
<i>Asterococcus</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
<i>Quadrigula</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
<i>Kirchneriella lunaris</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
<i>Scenedesmus</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
<i>Oedogonium</i> sp s	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
<i>Oocystis lacustris</i>	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	80	0,20	160	0,33	-	-	-	-	5.327	10,5	-	-	-	-	160	0,2										
<i>Oocystis solitaria</i>	-	-	-	-	-	-	160	0,26	-	-	160	0,40	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
<i>Oocystis crassa</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
<i>Ulothrix</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
Charophyta																																				
<i>Closterium acutum</i>	-	-	160	0,4	80	0,2	80	0,1	200	0,3	240	1	666	1	-	-	200	1	80	0,2	120	0,3	80	0,16	240	0,33										
<i>Closterium aciculare</i>	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,11	40	0,1	40	0,1	80	0,2	40	0,08	40	0,06										
<i>Staurastrum gracile</i>	x	x	-	-	-	-	120	0,2	-	-	40	0,10	-	-	40	0,05	40	0,11	120	0,2	40	0,1	-	-	-	-										
<i>Staurastrum laeve</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
<i>Sphaerocystis aubertianum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
<i>Spirogyra</i> sp	-	-	-	-	-	-	120	0,2	40	0,1	240	1	-	-	40	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
<i>Mougeotia</i> sp	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
<i>Elakathotrix gelatinosa</i>	400	1	320	1	-	-	-	-	-	-	640	2	560	1	480	1	160	0,45	x	x	320	1	920	2	160	0,22										
Ochrophyta																																				
<i>Tribonema</i>	17.166	29	16.445	43	19.526	38	18.886	31	14.285	24	12.404	31	14.125	29	27.689	35	17.326	49	2.361	5	2.521	7	960	2	3.441	5										
<i>Dinobryon</i> spp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
Cyanobacteria																																				
<i>Phormidium</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
Cryptophyta																																				
<i>Cryptomonas</i> sp	80	0,1	-	-	-	-	-	-	120	0,2	-	-	40	0,08	40	0,05	-	-	-	-	-	-	-	40	0,08	-	-									
Dinophyta																																				
<i>Ceratium</i> spp	40	0,1	-	-	40	0,1	40	0,1	560	1	40	0,10	-	-	40	0,05	120	0,34	120	0,2	-	-	-	-	40	0,06										
<i>Parvadinium umbonatum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	666	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
<i>Prasinodinium</i> spp	520	1	200	1																																



* El análisis cualitativo se representa con una x en la muestra integrada. La x representa un organismo presente en el análisis cualitativo que no se encontraba presente en el análisis cuantitativo

[illegible]

* El análisis cualitativo se representa con una x en la muestra integrada. La x representa un organismo presente en el análisis cualitativo que no se encontraba presente en el análisis cuantitativo



Tabla 28. Composición taxonómica y abundancia de organismos zooplanctónicos en el lago Llanquihue.

Lago	Llanquihue											
Estación / (estrato m)	C2 (0-60)	Pto Varas (0-30)	C1 (0-60)	100507 (0-53)	100370 (0-60)	100100 (0-45)	100628 (0-26)	100545 (0-20)	100627 (0-20)	100332 (0-55)	100390 (0-60)	100070 (0-8,5)
Taxa	ind/l	ind/l	ind/l	ind/l	ind/l	ind/l	ind/l	ind/l	ind/l	ind/l	ind/l	ind/l
Arthropoda / Copepoda												
<i>Tumeodiaptomus diabolicus</i>	1,97	0,55	0,53	0,69	0,92	0,26	0,62	0	0,12	0,26	0,70	0,06
hembra con huevos	0,03	0	0	0,02	0,01	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mesocyclops araucanus</i>	0,29	0,85	0,78	0,77	0,47	0,31	0,45	0,06	0,62	0,55	0,29	0
hembra con huevos	0	0,02	0	0	0	0	0	0	0,02	0	0,01	0
Nauplius	0,04	0,14	1,49	0,04	0,05	0,03	1,08	0	0,21	0	0,23	0,17
Arthropoda / Branchiopoda												
<i>Daphnia pulex</i>	0,84	0,58	0,59	0,63	0,31	0,60	0,19	0,08	0,03	1,05	0,15	0
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	0,15	0,21	0,40	0,21	0,40	0,79	0,35	0,03	0,02	0	0,05	0
<i>Bosmina (Liederobosmina) chilensis</i>	0,05	0,12	0,04	0,13	0,11	0,09	0,09	0	0	0,15	0,02	5,79
Rotifera												
<i>Asplanchna sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,16	0	0	0,00	0,73
<i>Kellicottia sp</i>	0,98	1,02	1,66	2,52	1,88	10,60	0,82	1,51	1,53	9,94	1,67	7,47
<i>Keratella americana</i>	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,06
<i>Conochilus unicornis</i>	0,03	0	0,21	0	0	0,06	0,02	0	0	0	0	0
Abundancia total por estación	4,41	3,48	5,71	5,01	4,16	12,73	3,62	1,83	2,54	11,95	3,13	14,27

Otras diatomeas como *Asterionella formosa*, *Fragillaria crotonensis* y *Fragillaria tenera* presentaron abundancias relativas muchas veces superiores al 5 %. Otro grupo representativo en términos de distribución espacial y número de organismos fue la Ochrophyta *Tribonema* spp. Si bien, en la mayoría de las estaciones la densidad fitoplanctónica fue relativamente baja, se destacó 100070 con el menor número de células por litro (Tabla 27).

Referente al zooplancton se registraron 9 taxa más estadios nauplii de copépodos, así también se registraron hembras con huevos de *T. diabolicus* y *M. araucanus*. La abundancia zooplanctónica osciló entre ~2 y ~14 ind/l. La especie dominante en el plancton del lago Llanquihue fue *Kellicottia* sp oscilando entre ~1 a ~11 ind/l, entre las estaciones de muestreo, las estaciones que registraron las mayores abundancias fueron 100100, 100332 y 100070. Así también los copépodos y Branchiopodos (ex calanoideos) estuvieron presentes en la mayor parte de las estaciones de muestreo. Se destacó la importancia numérica de *T. diabolicus* en C2 y *Bosmina chilensis* en 100070 (Tabla 28).

1.2. Muestreo mensual Llanquihue

La temperatura registrada en la estación de la C2 del lago Llanquihue mostró una variabilidad estacional (Figura 33). La temperatura de la columna de agua en la estación C2 fluctuó entre 10,7 y 17,3 °C. Al comienzo de otoño, la columna de agua se encontró completamente estratificada, con una temperatura superficial que superó los 16 °C, mientras que en el hipolimnion la temperatura fue menor a los 11 °C. Con el avance de la época, la temperatura superficial comenzó a disminuir, y con esto se empezó a perder la estratificación.

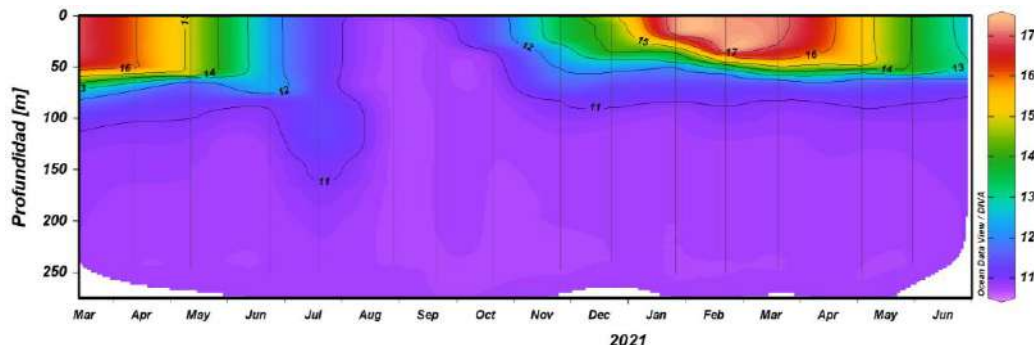


Figura 33. Variabilidad espacial y temporal de la temperatura (°C) en la estación C2 del lago Llanquihue.

Al comienzo del invierno, la diferencia de temperatura en la columna de agua fue reducida, de 10,8 a 12,3 °C. Entre agosto y septiembre se evidenció una columna de agua completamente mezclada. Mientras que, a inicios de primavera se comenzó a evidenciar las primeras señales de incremento de la temperatura en el epilimnion. Para alcanzar a fines de primavera 14,7 °C en el epilimnion. En verano, la columna de agua se encontró completamente estratificada, donde la temperatura superficial incremento hasta alcanzar los 17°C. La estratificación de la columna de agua se mantuvo durante otoño, en ambos periodos (otoño 2020, otoño 2021). La profundidad del epilimnion superó los 60 m en verano.

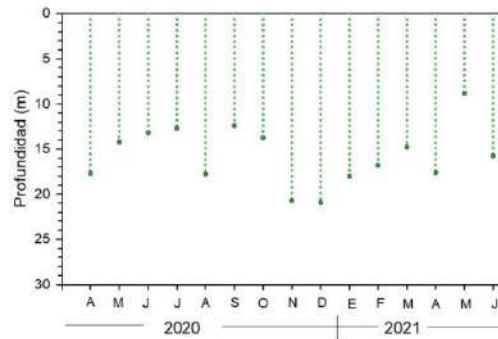


Figura 34. Registro de transparencia (m) en el tiempo, en la estación C2 del lago Llanquihue.

En relación a la transparencia registrada en la estación C2, en la mayoría de los casos la transparencia fue elevada, entre abril del 2021 y junio del 2021 fluctuó entre 8,9 y 20,9 m (Figura 34). Los registros se encontraron mayoritariamente dentro de límites oligotróficos (20 – 10 m), aunque en mayo del 2021 la transparencia fue baja (8,9 m), profundidad asociada a rango mesotróficos.

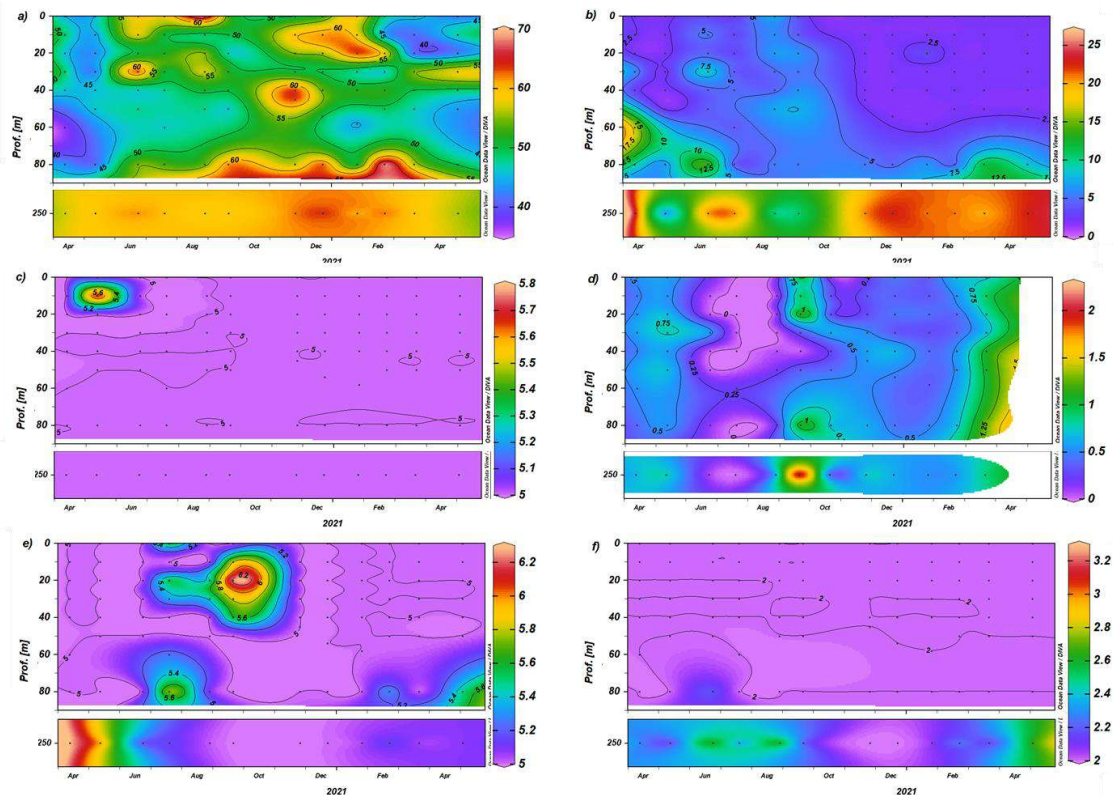


Figura 35. Variabilidad espacial y temporal de a) nitrógeno total (NT, $\mu\text{g/L}$), b) nitrato (N-NO_3 , $\mu\text{g/L}$), c) amonio (N-NH_4 , $\mu\text{g/L}$), d) sílice (SiO_2 , mg/L), e) fósforo total (PT, $\mu\text{g/L}$) y f) ortofosfato (P-PO_4 , $\mu\text{g/L}$) en la estación C2 del lago Llanquihue.

Con respecto a los nutrientes en la columna de agua, presentaron una variabilidad tanto espacial como temporal. Las concentraciones de nitrógeno total fueron entre 37 y 68,8 $\mu\text{g/L}$ (Figura 35a). El nitrógeno

total presentó las mayores concentraciones asociadas al estrato de fondo (250 m): En el estrato superficial (0 a 80 m) durante la época de otoño a verano se apreciaron las mayores concentraciones. En el caso del nitrato, sus concentraciones fluctuaron entre < 2 y $27,4 \mu\text{g/L}$, las más elevadas estuvieron asociadas al estrato de fondo en todas las épocas del año (Figura 35b). Mientras que, en el estrato superficial en época de otoño se presentaron las mayores concentraciones, principalmente a comienzo de otoño y en profundidades mayores a 50 m. En el caso del N-NH_4 , en la mayoría de los registros se encontró bajo el límite de detección ($5 \mu\text{g/L}$), exceptuando por un registro en mayo a los 10 m de profundidad, con una concentración de $5,7 \mu\text{g/L}$ de N-NH_4 (Figura 35c). En el caso del nitrato en todos los casos estuvo bajo el límite de detección ($2 \mu\text{g/L}$).

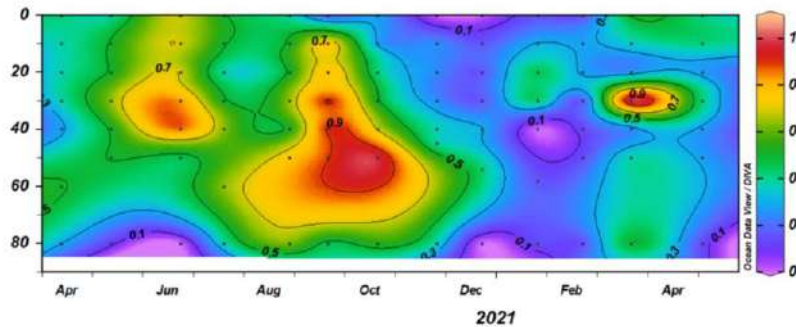


Figura 36. Variabilidad espacial y temporal de clorofila ($\mu\text{g/L}$) en la estación C2 del lago Llanquihue.

Con respecto al sílice, las concentraciones fueron de $< 0,003$ a $2,29 \text{ mg/L}$ (Figura 35d). Las menores concentraciones estuvieron relacionadas a los meses de junio y julio, en toda la columna de agua. Aumentando en los meses de septiembre y octubre, así como en el mes de marzo del 2021. En cuanto al fósforo total, las concentraciones fueron de < 5 a $6,3 \mu\text{g/L}$ (Figura 35e), donde las mayores concentraciones se registraron durante otoño tardío e invierno, así como en abril del 2021. En el resto del periodo, las concentraciones se encontraron mayoritariamente bajo el límite de detección ($5 \mu\text{g/L}$). En el caso del P-PO_4 las concentraciones fluctuaron entre 2 a $3,3 \mu\text{g/L}$ (Figura 35f), en el estrato sobre los 80 m las concentraciones estuvieron en su mayoría bajo el límite de detección ($2 \mu\text{g/L}$).

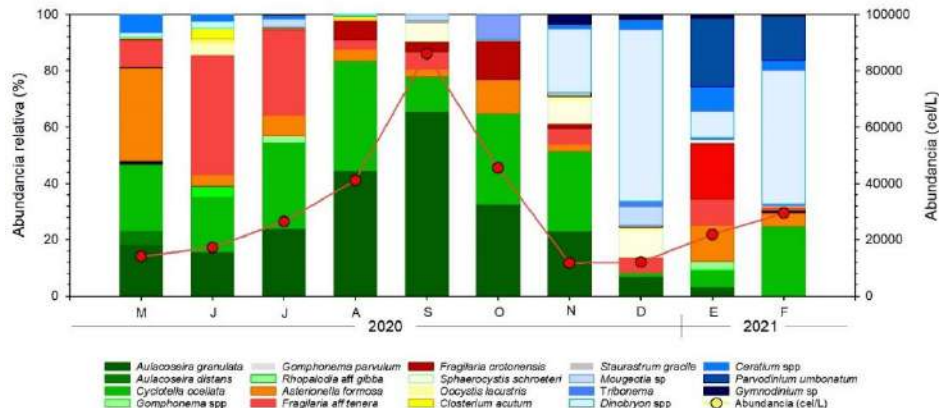


Figura 37. Abundancia (% y cel/L) y composición fitoplanctónica a través del tiempo, en la estación C2 del lago Llanquihue.

En cuanto a la clorofila, en todos los casos las concentraciones fueron bajas, las que no superaron el 1 µg/L (Figura 36). Las mayores concentraciones ocurrieron entre otoño y primavera, principalmente entre agosto y octubre. A través de la columna de agua, las concentraciones de clorofila más elevadas ocurrieron entre los 30 y 60 m.

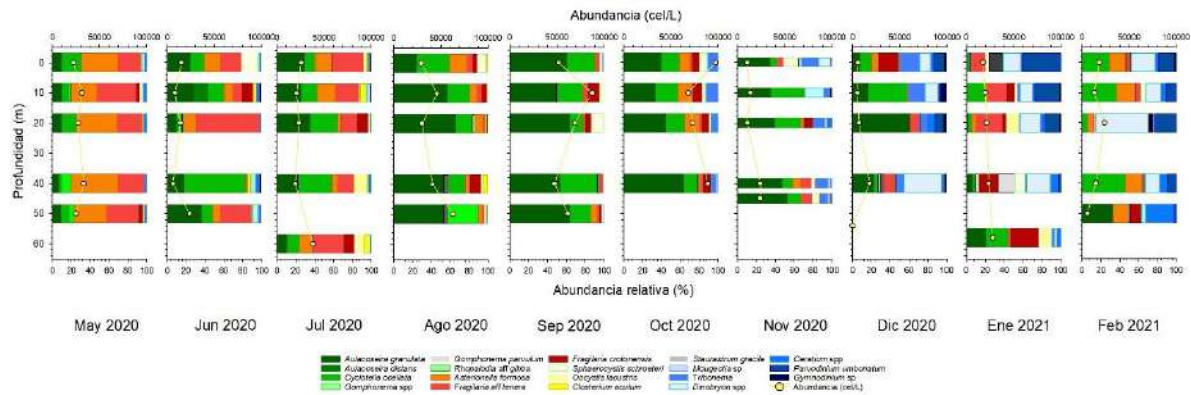


Figura 38. Abundancia (% , cel/L) y composición fitoplanctónica a través del tiempo, en la estación C2 del lago Llanquihue.

El fitoplancton obtenido de muestras integradas presentó una clara variabilidad estacional, tanto es su abundancia como en su composición (Figura 37). De mayo a octubre del 2020, la composición del fitoplancton estuvo conformada principalmente por Bacillariophyta, constituyendo entre 85,5 y 98 % del total de la abundancia. Dominando las especies *Aulacoseira granulata*, *Cyclotella ocellata*, *Asterionella formosa* y *Fragilaria aff. ternera*. En noviembre las diatomeas se mantuvieron dominando el fitoplancton, pero disminuyeron a un 61 % del total, incrementado la presencia de Ochrophyta y Dinophyta. *Dinobryon* en diciembre dominó la composición del fitoplancton con un 61 %. En tanto las Dinophytas, *Ceratium* sp. y *Parvodinium umbonatum*, incrementaron en enero cuando disminuyó la presencia de *Dinobryon*. En cuanto a la abundancia, esta fue de 11740 a 85999 cel/L, registrándose las mayores abundancias entre agosto y octubre, con un importante máximo en septiembre.

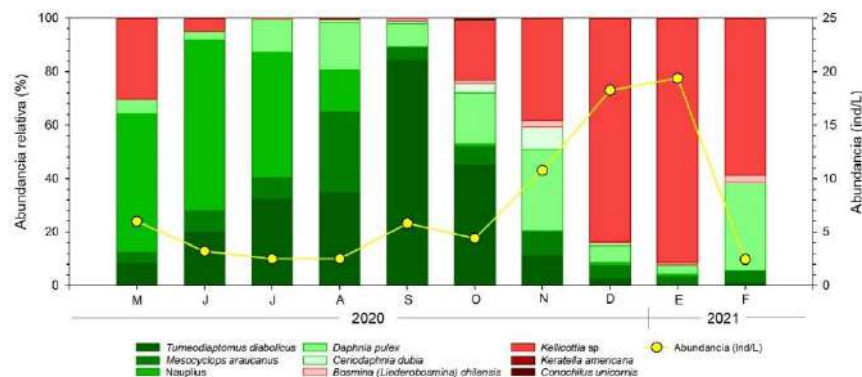


Figura 39. Abundancia (% , cel/L) y composición zooplanctónica en la estación C2 en el lago Llanquihue.

Por otro lado, el fitoplancton discreto, reflejó un comportamiento similar al registrado en el análisis de fitoplancton integrado. Con una marcada presencia de diatomeas entre mayo y octubre del 2020 en todas las profundidades, conformando entre el 78 y 99 % del fitoplancton (Figura 38). Desde noviembre se comenzó a observar un cambio en la composición, disminuyendo las Bacillariophytas e incrementando la presencia de Ochrophyta y Dinophyta. Las máximas abundancias también se encontraron asociadas entre agosto y octubre del 2020.

El zooplancton entre mayo y octubre estuvo conformado mayoritariamente por Copepoda, representando entre un 53 y 91,8 % del total de la abundancia. Encontrándose constituido por las especies *Tumeodiaptomus diabolicus* y *Mesocyclops araucanus*, pero principalmente por el estadio larval nauplius entre mayo y julio (47,8 a 51,9 %) (Figura 39). En octubre comenzó a incrementar la presencia del cladócono *Daphnia pulex* y el rotífero *Kellicottia* sp., para en noviembre conformar el 68,8 % del total del zooplancton. Luego durante enero y febrero del 2021 *Kellicottia* sp. domino completamente el zooplancton, constituyendo un 83,7 y 91,5 %, respectivamente. Para en marzo volver a incrementar la presencia de *Daphnia pulex*. En cuanto a la abundancia del zooplancton, de mayo a octubre fue inferior a 6 ind/L, en noviembre comenzó a aumentar su abundancia, hasta alcanzar 18 y 19 ind/L, durante diciembre 2020 y enero 2021, respectivamente.

1.3. Mediciones continuas en columna de agua de la estación C2 en el lago Llanquihue
La instalación de los sensores de temperatura y oxígeno de la columna de agua en la estación C2 del lago Llanquihue se llevó a cabo entre el 7 de mayo de 2021 y el 3 de septiembre de 2021, se ubicaron 2 sensores Minidot que registraron oxígeno y temperatura, a 15 y 50 m de profundidad y un sensor HOBO para medir temperatura a 250 m de profundidad.

En la Figura 40 se aprecia la concentración de oxígeno de la columna de agua, donde la concentración de oxígeno presentó fluctuaciones a partir del 16 de junio llegando a valores cercanos a 0,5 mg/L, para luego volver a valores cercanos a los 10 mg/L.

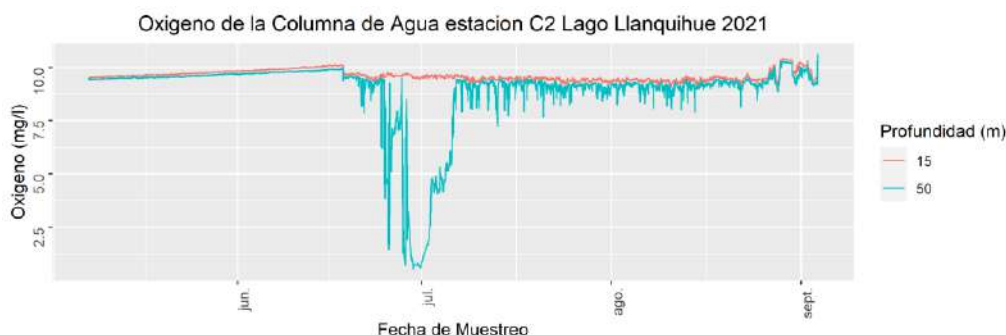


Figura 40. Concentración de oxígeno en la columna de agua a 15 y 50 m de profundidad en la estación C2 del lago Llanquihue.

La Figura 41 muestra la temperatura en las 3 profundidades (15, 50 y 250 m), siendo las 2 más superficiales muy parecidas y van disminuyendo a medida que se acerca el invierno, luego el 16 de junio presentaron una baja brusca hasta cerca los 10° C igualando a la temperatura del sensor de los 250 m, hasta la extracción del anclaje el 3 de septiembre.

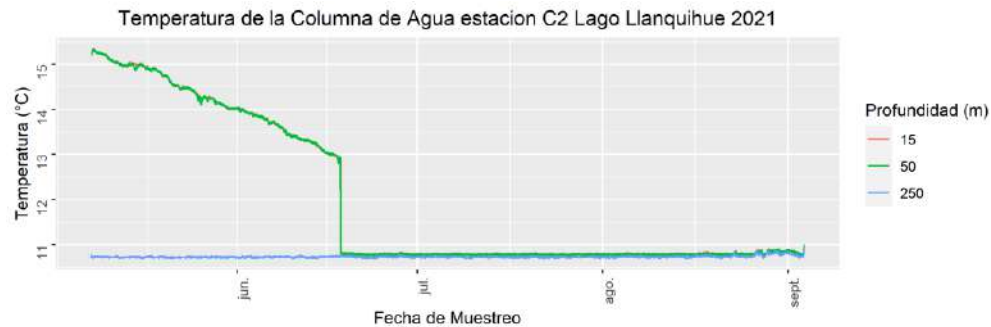


Figura 41. Temperatura en la columna de agua a 15, 50 y 200 m de profundidad en la estación C2 del lago Llanquihue.

1.4. Variables sedimentológicas

La profundidad de ambas estaciones de estudio fue menor a 20 m de profundidad, siendo la estación 100070 las más somera. Esta última registró un porcentaje de materia orgánica promedio superior al 9 %, sobre el límite de aceptabilidad de la norma chilena en la evaluación de las variables exigidas en las distintas categorías de cultivo. El pH fue menor a 7,1 (fuera del límite de aceptabilidad), en tanto el redox se mantuvo dentro del de aceptabilidad (Tabla 29).

Tabla 29. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 100100 y 100070 del lago Llanquihue.

Estación	Prof.	Materia orgánica (%)		pH		T° (C)		Redox (mV)	
	(m)	Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds
100100	17,6	7,4	8,9	6,7	0,1	13,7	0,3	214,0	0,0
100070	10,9	13,0	4,2	6,6	0,1	13,9	0,5	127,9	55,4

Al igual que en las etapas anteriores a este estudio, el sedimento de la estación 100070 estuvo compuesta mayormente por fango. En tanto, la composición textural de las muestras de sedimento de la estación 100100 fueron más dispersas, tendientes a presentar mayores porcentajes de arena (Figura 42).

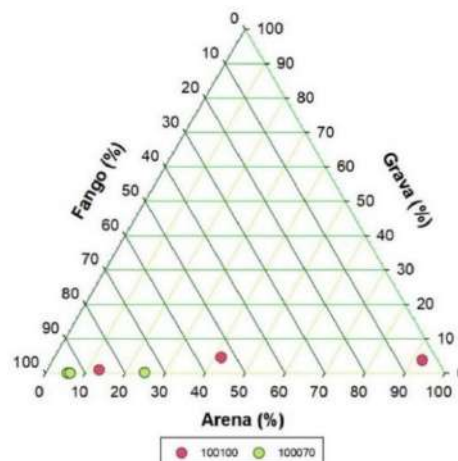


Figura 42. Porcentaje de fango, arena y grava, en las estaciones sedimentológicas (100100 y 100070) del lago Llanquihue.

2. Estado trófico y capacidad de carga del lago

2.1. Trofía del lago

En el lago Llanquihue, la transparencia registrada estuvo mayoritariamente en límites oligotróficos (Figura 43a), a excepción de la estación 100070 que presentó una transparencia en rangos mesotróficos. Las concentraciones de nitrógeno total (de $20,4 \pm 4,7$ a $34,8 \pm 2,4 \mu\text{g/L}$) y clorofila total (de $0,1 \pm 0,1$ a $0,5 \pm 0,1 \mu\text{g/L}$) en todos los casos fueron bajas (Figura 43b,d), distribuyéndose dentro de rangos ultraoligotróficos. Mientras que el fósforo total, en la mayoría de las estaciones no superó rangos ultraoligotrófico (Figura 43c). Exceptuando por las estaciones 100332, 100545 y 100390, que mostraron concentraciones variables, fluctuando entre límites ultraoligotróficos y mesotróficos.

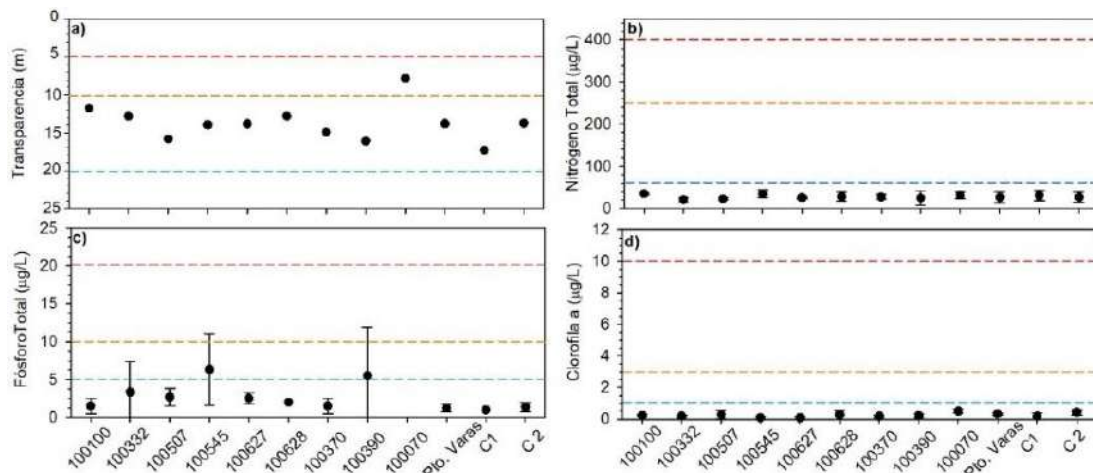


Figura 43. a) Transparencia (m) y concentraciones promedio de b) nitrógeno total ($\mu\text{g/L}$), c) fósforo total ($\mu\text{g/L}$) y d) clorofila ($\mu\text{g/L}$) en zona fótica de las estaciones 100100, 100332, 100507, 100545, 100627, 100628, 100370, 100390, 100070, C1 y C2 del lago Llanquihue. Línea punteada indica límite para siguiente estado trófico (azul: oligotrófico, naranja: mesotrófico, rojo: eutrófico).

2.2. Capacidad de carga del lago

De acuerdo al valor promedio de PT muestreado en la columna de agua ($5,1 \mu\text{g/L}$), el lago habría recibido 119 ton de PT durante el año 2020. De acuerdo al modelo de la OECD (1980), el lago aún tendría capacidad para recibir aportes de PT (230 ton) previo a alcanzar los $10 \mu\text{g/L}$ de PT en la columna de agua. En tanto, para el nutriente nitrógeno total, se calculó una carga actual de 1.273 ton para el año 2020, en base a una concentración promedio de $55,2 \mu\text{g/L}$ de NT en la columna de agua, calculándose además una carga crítica de 5.761 ton para alcanzar los $250 \mu\text{g/L}$ (Tabla 30), valor límite para cambiar de trofía, desde oligotrófico a mesotrófico.

Tabla 30. Carga actual y crítica de PT y NT en lago Llanquihue.

Nutriente	Carga	($\mu\text{g/L}$)	Carga por nutriente (ton/año 2020)
PT	actual	5,1	119
	crítica	10	230
NT	actual	55,2	1.273
	crítica	250	5.761



2.3. Balance hidrológico y de nutrientes del lago

En la Tabla 31 se visualizan las entradas y salidas de agua calculadas para el año 2020, ingresando un total de 2,63 km³, y egresando 2,4 km³. El tiempo teórico de renovación calculado para el año 2020 fue de 60 años.

Tabla 31. Balance hidrológico (entradas y salidas de agua en el lago Llanquihue).

Balance hidrológico		km ³ /año
Entradas	Ríos	1,29
	Precipitación	1,33
	Total	2,63
Salidas	Efluente río Maullín	1,79
	Evaporación del lago	0,61
	Total	2,40

En la Tabla 32 se visualizan las entradas de fósforo y nitrógeno total al lago. De ello se desprende que el principal contribuyente de nutrientes, tanto de PT como de NT, es el uso de suelo (96,75 ton de PT y 758,64 ton de NT) seguido por las balsas jaulas (46,12 ton de PT y 247,93 ton de NT). Durante el año 2020 tres concesiones registraron operación (100507, 100628, 101866), según declaraciones ante SERNAPESCA, con un total de 1.421,262 ton. Al desglosar los aportes de NT y PT del uso de suelo y cobertura vegetal, identificamos a las praderas como principal contribuyente con un 69 y 56 %, respectivamente, seguido por la precipitación sobre el lago con 20 y 30 %, respectivamente (Figura 44 y Figura 45).

Tabla 32. Entradas de PT y NT (ton/año 2020, y su respectivo porcentaje de contribución) al lago Llanquihue.

Fuente	PT (ton/año)	%	NT (ton/año)	%
Balsas jaulas	46,12	25,9	247,93	17,8
Uso suelo	96,75	54,3	758,64	54,5
Precipitación	24,39	13,7	327,69	23,5
Pisciculturas	1,28	0,7	0,37	0,0
Población	4,21	2,4	27,34	2,0
Planta tratamiento	4,88	2,7	24,41	1,8
Aliviaderos tormenta	0,13	0,1	0,63	0,0
Otros	0,62	0,4	5,55	0,4
TOTAL	178,37	100,00	1392,55	100,00

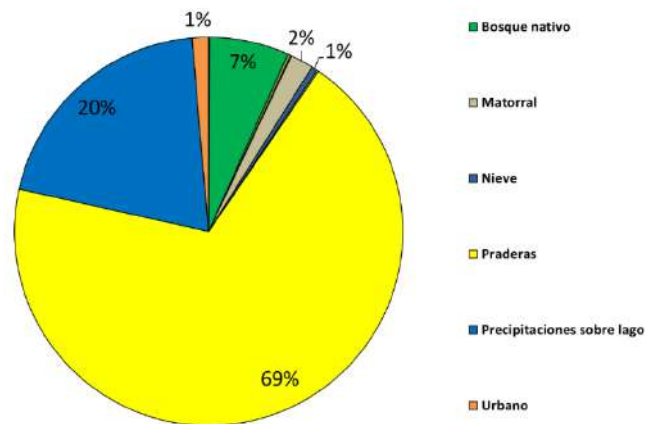


Figura 44. Contribución de PT según uso de suelo y cobertura vegetal para el lago Llanquihue durante el año 2020.

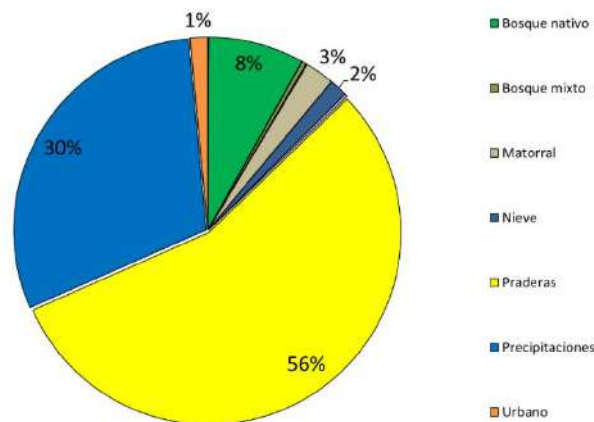


Figura 45. Contribución de NT según uso de suelo y cobertura vegetal para el lago Llanquihue durante el año 2020.

De acuerdo al balance de PT se calculó una carga de 816 ton para el año 2020, ingresando 178 ton, egresando 9, y sedimentando 169 ton, equivalente a un porcentaje de sedimentación de 95 %. En tanto, para el balance de NT, se calculó una carga de 8.760 ton, ingresando 1.392 ton, egresando 99 ton, y sedimentando 1.2923 ton, equivalente al 93 % (Tabla 33).

Tabla 33. Balance de fósforo total (PT) en lago Llanquihue.

Nutriente	nutriente en lago (ton/año)	Ingreso (ton/año)	Egreso (ton/año)	Sedimentación (ton/año)	Porcentaje de sedimentación
PT	816	178	9	169	95
NT	8.760	1.392	99	1.293	93

Lago Chapo

1. Evaluación del estado ambiental del lago
 - 1.1 Variables bióticas y abióticas en la columna de agua

En el lago Chapo, la temperatura osciló entre 8,2 y 13 °C (Figura 46). La columna de agua se encontró estratificada térmicamente, registrando formación de termoclina en las estaciones con mayor profundidad (101051 y C2). Las estaciones localizadas en la zona sur mostraron las mayores temperaturas en superficie. En relación el hipolimnion, en el lago Chapo se registró la temperatura más baja del hipolimnion de los lagos Araucanos.

La concentración de oxígeno en el lago Chapo fue de 8,3 a 11 mg/L (Figura 46). En superficie las concentraciones fueron cercanas a 10,3 mg/L, aumentado su disponibilidad dentro del epilimnion y luego en el hipolimnion disminuyó con la profundidad, registrando 8,2 mg/L de oxígeno. La conductividad en el lago Chapo fue entre 16,3 y 19 $\mu\text{S/cm}$, representando la conductividad más baja de los lagos Araucanos. En algunas de las estaciones fallaron los sensores de oxígeno (100394 y 101278) y conductividad (101051 y C2).

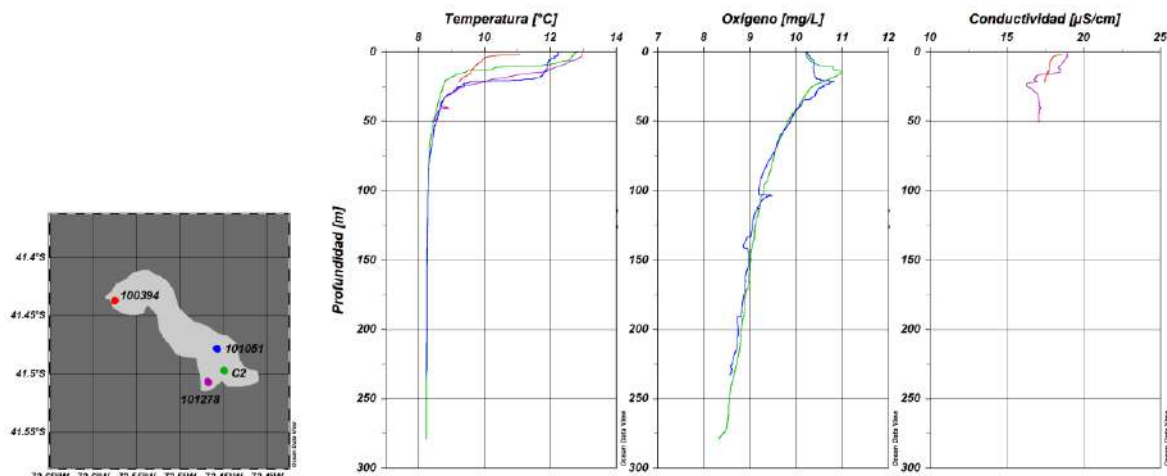


Figura 46. Perfiles de temperatura (°C), oxígeno (mg/L) y conductividad ($\mu\text{S/cm}$) en las estaciones 100394 (rojo), 101051 (azul), 101278 (lila) y C2 (verde) en el lago Chapo.

Con respecto al nitrógeno total y su distribución en la columna de agua, en el estrato superficial presento menores concentraciones, incrementando su abundancia hacia profundidad (Figura 47). El nitrógeno total estuvo compuesto mayoritariamente por el nitrato. Con concentraciones que fueron de 2 a 31,6 $\mu\text{g/L}$. Mientras que las concentraciones de amonio y nitrito fueron bajas en toda la columna, el N-NH_4 en la mayoría de los casos estuvo bajo el límite de detección ($\mu\text{g/L}$), y la concentración del N-NO_2 en la columna de agua fue inferior a 1,2 $\mu\text{g/L}$. Por otro lado, el fósforo total y P-PO_4 , presentaron bajas concentraciones en toda la columna de agua, encontrándose en la mayoría de los casos bajo los límites de detección.

Durante primavera (del 4 al 6 de noviembre 2021) en el Lago Chapo se registraron 30 taxa de fitoplancton, de ellos fueron 20 Bacillariophyta, 4 Chlorophyta, 1 Charophyta, 1 Cryptophyta, 2 Dinophyta y 2 Ochrophyta. La riqueza de taxa osciló entre 5 a 9 taxa por estación de muestreo. La

especie más abundante fue la Bacillariophyta *Fragillaria tenera* con abundancias relativas entre 31 y 86% por estación de muestreo, seguido de *Cryptomonas* spp., con abundancias relativas generalmente entre 4 y 38 %, así también la Dinophyta *Parvodinium umbonatum* con abundancias relativas entre 2 y 29 %. Finalmente, la especie *Urosolenia eriensis* también presentó abundancias relativas significativas sobre el 5 % en la mayor parte de las estaciones de muestreo. La densidad fitoplanctónica en las muestras integradas entre 0 y 40 m de profundidad oscilaron entre 24.533 y 101.747 cél/l. Respecto de la distribución vertical del fitoplancton, no se registró un patrón determinado, más se observó que generalmente ya sea a los 40 m o en la mayor profundidad por estación de muestreo, se produjeron los menores valores de densidad fitoplanctónica, y las mayores densidades generalmente en superficie (Tabla 35).

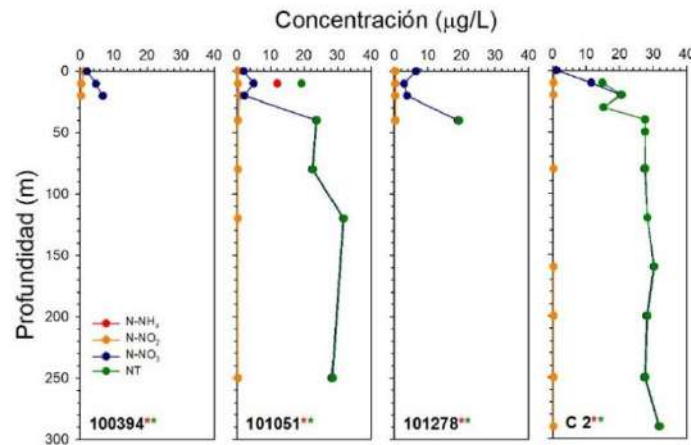


Figura 47. Concentraciones de N-NH₄ (rojo), N-NO₂ (naranja), N-NO₃ (azul) y nitrógeno total (verde) a profundidades discretas en las estaciones 100394, 101051, 101278 y C2 del lago Chapo. Asterisco, indica concentración bajo límite de detección en alguna profundidad, el color señala el analito.

Para el zooplancton, se registraron 5 taxa más estadio nauplius de copépodos. La abundancia zooplanctónica osciló entre ~0,3 y ~2 ind/l. La especie *Kellicottia* sp., fue numéricamente dominante en el plancton del lago Chapo. En conjunto los copépodos también representaron una parte importante del zooplancton en este lago. La estación que presentó la mayor abundancia fue 100394 (Tabla 34).

Tabla 34. Composición taxonómica y abundancia de organismos zooplanctónicos en el lago Chapo.

Lago	Chapo			
Estación / (estrato m)	100394 (0-20)	C2 (0-60)	101051 (0-60)	101278 (0-40)
Taxa	ind/l	ind/l	ind/l	ind/l
Arthropoda / Copepoda				
<i>Acanthocyclops vernalis</i>	0,119	0,016	0	0
<i>Mesocyclops araucanus</i>	0,059	0,031	0,108	0,069
Nauplius	0	0,094	0,162	0,092
Arthropoda / Branchiopoda				
<i>Bosmina (Liederobosmina) chilensis</i>	0,059	0,016	0,054	0,114
Rotifera				
<i>Kellicottia</i> sp	1,304	0,173	0,361	0,320
<i>Syncaeta pectinata</i>	0	0	0,036	0,023
Abundancia total por estación	1,541	0,330	0,722	0,618

**Tabla 35.** Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo del lago Chapo.

Lago Chapo	100394							101051							101278							C2																	
Phylum / Especie	Integrado (0-20m)		0m		10m		20m		Peak		Integrado (0-40m)		0m		10m		20m		40m		Integrado (0-40m)		0m		10m		20m		40m										
	cel/l		cel/l		cel/l		cel/l		cel/l		cel/l		cel/l		cel/l		cel/l		cel/l		cel/l		cel/l		cel/l		cel/l		cel/l		cel/l		cel/l		cel/l				
Bacillariophyta																																							
Aulacoseira granulata	x	x	160	0,10	80	0,05	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	40	0,03	-	-	x	x	-	-	160	0,17	-	-	-	-	-	x	x	40	0,03	-	-	-	-
Aulacoseira distans	-	-	666	0,40	-	-	-	-	-	-	333	0,33	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Cyclotella ocellata	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.332	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Urosolenia eriensis	5.548	6	61.033	37	22.194	14	7.990	7	-	-	5.875	6	44.388	26	22.194	25	16.645	12	40	0,18	1.110	5	5.548	13	16.645	17	33.291	25	1.332	8	4.994	9	7.990	6	27.742	26	-	-	
Nitzschia spp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,04	-	-		
Gomphonema parvulum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Encyonema sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.332	1	-	-	-			
Navicula cryptotenella	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Navicula spp	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Frustulia spp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	333	0,24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Surirella sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Diatoma moniliformis	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Distirionella germainii	120	0,13	-	-	-	-	5.548	5	-	-	x	x	-	-	-	-	120	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Tabellaria flocculosa var. andina	x	x	720	0,44	720	0,45	560	1	2.001	3	40	0,04	40	0,02	-	-	-	-	-	1.667	8	120	0,49	-	-	-	-	-	-	880	5	320	1	-	-	-	720		
Tabellaria flocculosa	320	0,33	40	0,02	-	-	-	-	-	-	440	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	400			
Asterionella formosa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Odontidium mesodon	-	-	40	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
Fragilaria spp	333	0,35	5.548	3	11.097	7	-	-	1.332	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	333				
Fragilaria tenera	44.388	46	83.227	50	88.776	55	34.623	31	33.291	42	44.388	44	117.184	69	55.485	61	88.776	63	18.643	86	16.645	68	35.954	83	44.388	46	77.679	58	7.990	47	33.291	61	113.189	90	75.903	72			
Hantzschia arcus	40	0,04	200	0,12	280	0,17	40	0,04	40	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,18	-	-	40	0,09	-	-	-	-	-	-	-	40	0,03	-	-	-		
Chlorophyta																																							
Sphaerocystis Schroeteri	x	x	-	-	-	-	480	0,43	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Nephrocystium lunatum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Oocystis sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Ocystis marssonii	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Charophyta																																							
Elakathotrix gelatinosa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Cryptophyta																																							
Cryptomonas sp	16.645	17	11.097	7	11.097	7	22.194	20	17.311	22	38.839	38	347	0,20	3.995	4	5.548	4	840	4	1.110	5	1.000	2	11.097	12	7.990	6	6.658	39	3.995	7	-	-	280	0,26			
Dinophyta																																							
Peridinium cinctum	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Parvodinium umbonatum	27.742	29	332	0,20	10.003	6	38.617	35	23.969	31	11.097	11	6.658	4	7.990	9	11.097	8	333	2	5.548	23	667	2	11.097	12	9.321	7	40	0,24	5.548	10	667	1	1.997	2	400		
Ochromyza																																							
Tribonema sp	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Dinobryon divergens	667	1	1.997	1	16.645	10	1.332	1	-	-	1.175	1	1.332	1	800	1	5.548	4	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	120	0,10			
Abundancia total	95.805		165.062		160.893		111.384		78.384		101.747		169.948		90.504		140.577		21.644		24.533		43.250		95.816		133.829		16.900		54.695		126.041		105.963		23.648		
Riqueza de taxa	17		12		9		9		7		16		6		6		11		7		11		6		7		5		5		10		9		5		5		

* El análisis cualitativo se representa con una x en la muestra integrada. La x representa un organismo presente en el análisis cualitativo que no se encontraba presente en el análisis cuantitativo.

1.2 Variables sedimentológicas

Ambas estaciones sedimentológicas presentan baja profundidad, menores a 16 m, siendo la estación 100394 la más somera. La estación 100278 presentó valores de materia orgánica (17,5 %) superiores al límite de aceptabilidad (9 %), de acuerdo a las exigencias del Estado de Chile para los centros de cultivo. En relación al pH y redox, el primer parámetro se encuentra fuera del límite de aceptabilidad, en tanto el segundo presenta valores superiores a 50 mV (cumple con los límites de aceptabilidad establecido). No se presentan grandes diferencias entre ambas estaciones sedimentológicas (Tabla 36).

Tabla 36. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 100394 y 100278 del lago Chapo.

Estación	Prof.	Materia orgánica (%)		pH		T° (C)		Redox (mV)	
	(m)	Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds
100394	10	1,0	0,4	6,5	0,4	9,9	0,6	169,6	60,7
100278	16	17,5	1,0	6,4	0,2	10,5	0,3	181,6	10,5

El sedimento de ambas estaciones en estudio estuvo compuesto mayormente por arena (composición mayor al 50% de arena), y en menor grado de fango (Figura 48).

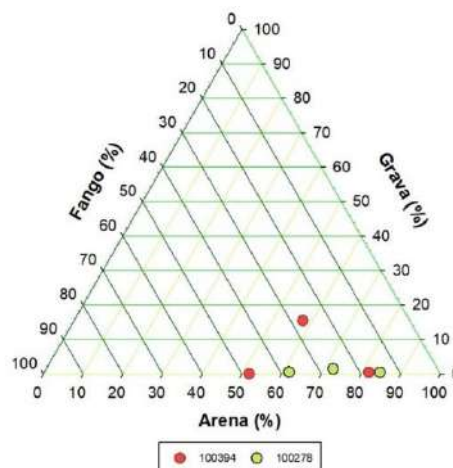


Figura 48. Porcentaje de fango, arena y grava, en las estaciones sedimentológicas (100394 y 100278) del lago Chapo.

2. Estado trófico y capacidad de carga del lago

2.1. Trofía del lago

En el lago Chapo la transparencia varió entre rangos oligotróficos y mesotróficos, pero en la mayoría de los casos fue inferior a los 10 m (Figura 49a). El nitrógeno y fósforo total presentaron bajas concentraciones en la zona fótica del lago Chapo (Figura 49b,c), encontrándose mayoritariamente bajo el límite de detección y dentro de límites ultraoligotróficos. Las concentraciones fueron inferiores a 19,3 y 1 µg/L, respectivamente. Las concentraciones de clorofila total, estuvieron entre rangos ultra y oligotróficos (Figura 49d).

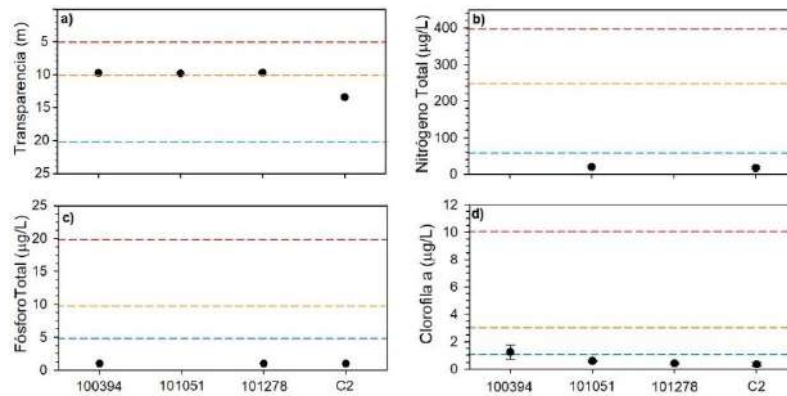


Figura 49. a) Transparencia (m) y concentraciones promedio de b) nitrógeno total ($\mu\text{g/L}$), c) fósforo total ($\mu\text{g/L}$) y d) clorofila ($\mu\text{g/L}$) en zona fótica de las estaciones 100394, 101051, 101278 y C2 del lago Chapo. Línea punteada indica límite para siguiente estado trófico (azul: oligotrófico, naranja: mesotrófico, rojo: eutrófico).

2.2. Capacidad de carga del lago

De acuerdo al valor promedio de PT muestreado en la columna de agua ($5,0 \mu\text{g/L}$), el lago habría recibido 14 ton de PT durante el año 2020. De acuerdo al modelo de la OECD (1980), el lago aún tendría capacidad para recibir aportes de PT (29 ton) previo a alcanzar los $10 \mu\text{g/L}$ de PT en la columna de agua (Tabla 37).

Tabla 37. Carga actual y crítica de PT en lago Chapo.

Carga	PT ($\mu\text{g/L}$)	Carga de PT (ton/año 2020)
Carga actual	5,0	14
Carga crítica	10	29

2.3. Balance hidrológico y de nutrientes del lago

En la Tabla 38 se visualizan las entradas y salidas de agua calculadas para el año 2020, ingresando un total de $0,69 \text{ km}^3$, y egresando $1,74 \text{ km}^3$. El tiempo teórico de renovación calculado para el año 2020 fue de 9,97 años. Se debe recordar que el desagüe de este lago es una represa, existiendo evidencias de disminución de la cota del lago producto de ello.

Tabla 38. Balance hidrológico (entradas y salidas de agua en el lago Chapo).

Balance hidrológico		$\text{km}^3/\text{año}$
Entradas	Ríos	0,59
	Precipitación	0,10
	Total	0,69
Salidas	Efluente (represa)	1,71
	Evaporación del lago	0,03
	Total	1,74



Las mayores entradas de PT calculadas para el año 2020 provinieron de las balsas jaulas (11 ton) y el uso de suelo (10,9 ton) (Tabla 39). Si bien, posterior a la erupción del volcán Calbuco, esto es después del 2016, que no se ha registrado producción acuícola en balsas jaulas, el tiempo de renovación teórico fue calculado en 10 años, por tanto, el PT proveniente de las balsas jaulas aún estaría disponible en el lago, calculándose por ello el aporte de PT durante el periodo 2011-2020. Al desglosar el uso de suelo, obtuvimos que el bosque nativo es el principal contribuyente de PT al lago con un 49 % (Figura 50).

Tabla 39. Entradas de PT (ton/año 2020, y su respectivo porcentaje de contribución) al lago Chapo.

Fuente	PT (ton/año)	%
Balsas jaulas	11,0	41,4
Uso suelo	10,9	39,4
Precipitación	1,9	6,8
Pisciculturas	3,3	11,9
Población	0,1	0,5
TOTAL	27,7	100

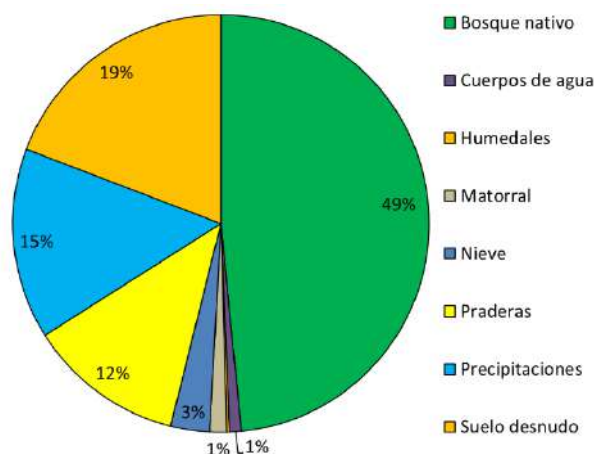


Figura 50. Contribución de PT según uso de suelo y cobertura vegetal para el lago Chapo durante el año 2020.

De acuerdo al balance de PT se calculó una carga de 35 ton para el año 2020, ingresando 28 ton, egresando 9, y sedimentando 19 ton, equivalente a un porcentaje de sedimentación de 69 % (Tabla 40).

Tabla 40. Balance de fósforo total (PT) en lago Chapo.

PT en lago (ton/año)	Ingreso (ton/año)	Egreso (ton/año)	Sedimentación (ton/año)	Porcentaje de sedimentación
35	28	9	19	69

Lago Popetán

1. Evaluación del estado ambiental del lago

1.1. Variables bióticas y abióticas en la columna de agua

En la columna de agua del lago Popetán se observaron los primeros indicios de estratificación térmica (Figura 51). En el estrato superficial de la columna de agua la temperatura bordeó los 15,7 °C, mientras que en profundidad la temperatura disminuyó, hasta alcanzar los 11,5 °C. En cambio, la conductividad en el lago Popetán estuvo homogénea en toda la columna de agua, variando dentro de un reducido rango, de 20 a 22 $\mu\text{S}/\text{cm}$. El sensor de oxígeno presentó falla en su funcionamiento, sin poder contar con el registro de esta variable en el lago Popetán.

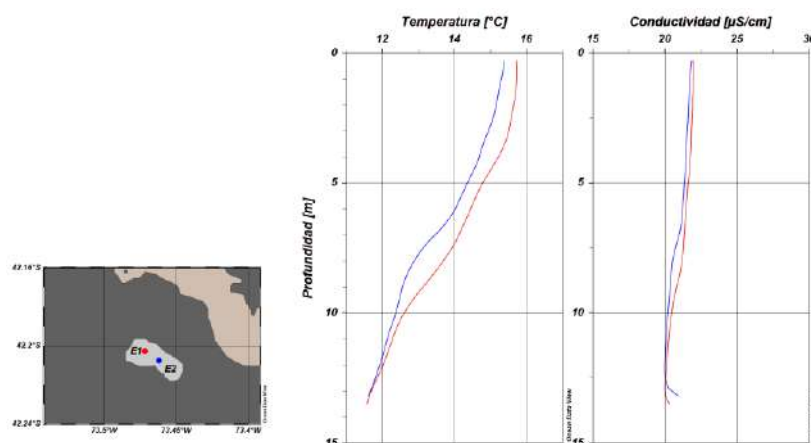


Figura 51. Perfiles de temperatura (°C) y conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) en las estaciones E1 (rojo) y E2 en el lago Popetán.

La concentración de nitrógeno total fue bajo en toda la columna de agua (< 10 a $43,8 \mu\text{g}/\text{L}$) (Figura 52a), la mayor concentración fue registrada en superficie asociada a la estación E1. Sin embargo, en otras profundidades el nitrógeno total no superó los $29,2 \mu\text{g}/\text{L}$. El NT se encontró constituido mayoritariamente por formas inorgánicas, principalmente por el nitrato, con concentraciones de $13,1$ a $23,7 \mu\text{g}/\text{L}$. En relación a los fosforado (Figura 52b), presentaron bajas concentraciones en toda la columna de agua, sin superar el límite de detección en la mayoría de los casos.

En cuanto al carbono orgánico disuelto, se encontró distribuido homogéneamente en la columna de agua de ambas estaciones de muestreos (Figura 53). Las concentraciones presentaron escasa variación a través de la columna de agua, con concentraciones que fueron de $3,9$ a $4,1 \text{ mg}/\text{L}$ de carbono orgánico disuelto. Comportamiento similar se observó asociado a las intensidades de fluorescencia, los diferentes componentes fluorescentes presentaron comportamiento similar a través de la columna de agua. Las mayores intensidades estuvieron asociadas al componente similar a ácidos húmicos UVA, seguido por componentes similares a ácidos húmicos UVC, proteínas y ácidos fúlvicos, pero con menores intensidades fluorescentes.

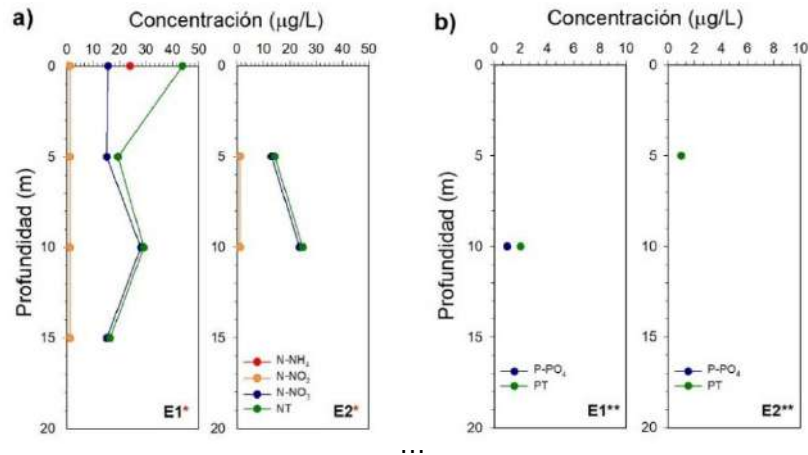


Figura 52. Concentraciones de nutrientes a profundidades discretas en las estaciones E1 y E2 del lago Popetán. a) Concentraciones de N-NH₄ (rojo), N-NO₂ (naranja), N-NO₃ (azul) y nitrógeno total (verde). b) Concentraciones de P-PO₄ (azul) y fósforo total (verde). Asterisco, indica concentración bajo límite de detección en alguna profundidad, el color señala el analito.

En el Lago Popetán durante la primavera (9 de noviembre 2021), se registró una riqueza de 16 taxa, siendo 10 Bacillariophyta, 2 Chlorophyta, 1 Charophyta, 1 Cryptophyta y 1 Euglenophyta. La riqueza de especies por estación de muestreo osciló entre 3 y 11 taxa, registrándose el mayor número en la estación E2 a 0 m de profundidad. Las especies que presentaron una mayor representatividad en la columna de agua de ambas estaciones de muestreo fueron *Sphaerocystis schroeteri* y *Cryptomonas* spp. La densidad fitoplanctónica fue baja cercana a las 8 mil cél/l, no se observó una tendencia clara respecto de la distribución vertical, pero si se pudo observar que ambas estaciones presentaron diferencias en la distribución de las abundancias de las especies más representativas (Tabla 41).

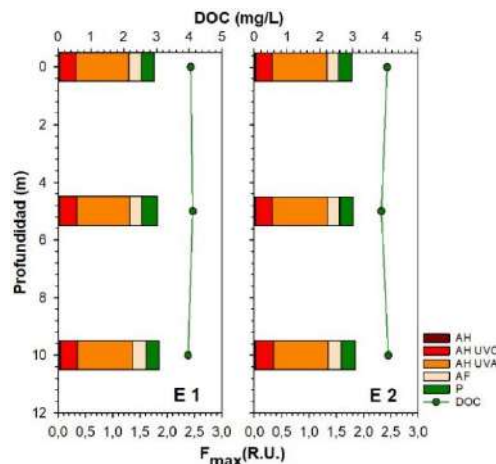


Figura 53. Concentración de carbono orgánico disuelto (mg/L) e intensidad de fluorescencia (F_{max} (R.U.)) a profundidades discretas en las estaciones E1 y E2 del lago Popetán. AH: ácidos húmicos, AH UVC: ácidos húmicos UVC, AH UVA: ácidos húmicos UVA, AF: ácidos fúlvicos, P: proteína, DOC: carbono orgánico disuelto.



El zooplancton del lago Popetán durante la primavera de 2020 estuvo compuesto por 4 taxa más estadio nauplius de copépodos, así también se registraron hembras con huevos de *T. diabolicus*. La abundancia zooplanctónica osciló entre ~5 y ~14 ind/l., la mayor abundancia se registró en la estación E2. Fueron dominantes los copépodos, especialmente los estadios nauplii (Tabla 42).

Tabla 41. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo del lago Popetán

Phyllum / Especie	E1						E2					
	Integrado (0-10m)		0m		10m		Integrado (0-10m)		0m		10m	
	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%
Bacillariophyta												
<i>Aulacoseira distans</i>	-	-	-	-	7.324	65	1.332	12	-	-	-	-
<i>Achnanthyrium minutissimum</i>	2.663	31	-	-	-	-	-	-	666	7	-	-
<i>Cocconeis placentula sensu lato</i>	40	0,46	-	-	-	-	-	-	1.997	20	666	46
<i>Gomphonema parvulum</i>	-	-	-	-	-	-	1.332	12	1.332	13	666	46
<i>Cymbella sp</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,40	40	3
<i>Eunotia sp</i>	80	1	-	-	40	0,35	-	-	-	-	-	-
<i>Diatoma moniliformis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	120	1	-	-
<i>Tabellaria flocculosa</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,40	-	-
<i>Fragilaria spp</i>	-	-	166	13	-	-	1.532	14	706	7	-	-
<i>Indeterminada</i>	-	-	-	-	666	6	-	-	-	-	-	-
Chlorophyta												
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	5.762	67	749	56	1.280	11	5.882	55	3.601	36	-	-
<i>Scenedesmus sp</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	160	2	-	-
Charophyta												
<i>Mougeotia sp</i>	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Elakathotrix gelatinosa</i>	-	-	416	31	-	-	-	-	600	6	80	6
Cryptophyta												
<i>Cryptomonas sp</i>	40	0,46	-	-	1.997	18	666	6	666	7	-	-
Euglenophyta												
<i>Trachelomonas sp</i>	40	0,46	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Abundancia total	8.625		1.332		11.308		10.743		9.928		1.452	
Riqueza de taxa	7		3		5		5		11		4	

El análisis cualitativo se representa con una x en la muestra integrada. La x representa un organismo presente en el análisis cualitativo que no se encontraba presente en el análisis cuantitativo.

Tabla 42. Composición taxonómica y abundancia de organismos zooplanctónicos en el lago Popetán

Lago	Popetán	
	E1 (0-12)	E2 (0-12)
Estación / (estrato m)		
Taxa	ind/l	ind/l
Arthropoda / Copepoda		
<i>Tumeodiaptomus diabolicus</i>	0,942	6,245
hembra con huevos	0,235	0,775
Nauplius	2,637	5,906
Arthropoda / Branchiopoda		
<i>Bosmina (Liederobosmina) chilensis</i>	0	0,484
Rotifera		
<i>Keratella americana</i>	0,235	0,242
<i>Conochilus unicornis</i>	0,471	0,242
Abundancia total por estación	4,520	13,894

1.2. Variables sedimentológicas

En la Tabla 43 se visualiza el alto porcentaje de materia orgánica para la estación en estudio (65,3 %), lo que ya se ha registrado en todas las etapas anteriores a este estudio. Este valor está absolutamente

fuera del límite de aceptabilidad para materia orgánica que deben cumplir los centros de acuicultura, el que equivale a 9 %. El valor de pH fue ácido (fuera del límite de aceptabilidad), en tanto el redox fue mayor a 300 mV.

Tabla 43. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en la estación de estudio E1 del lago Popetán.

Estación	Prof.	Materia orgánica (%)		pH		T° (C)		Redox (mV)	
	(m)	Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds
E1	12,1	65,3	11,2	5,6	0,0	15,2	0,6	303,6	18,8

Al igual que en las etapas anteriores a este estudio, en general el sedimento de la estación E1 estuvo compuesto en su totalidad por fango, salvo una muestra con aprox. un 70 % de fango y 30 % de arena (Figura 54).

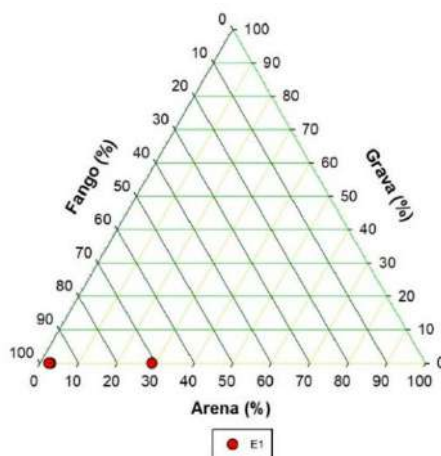


Figura 54. Porcentaje de fango, arena y grava, en la estación sedimentológica (E1) del lago Popetán.

2. Estado trófico y balance de nutrientes del lago

2.1. Trofía del lago

Las concentraciones de fósforo total fueron bajas en el lago Popetán (Figura 55), en todos los casos presentaron concentraciones inferiores a límites establecidos para la ultraoligotrofia, y mayoritariamente estuvieron bajo el límite de detección ($< 0,4 \mu\text{g/L}$). Mientras que, el color registrado en el lago Popetán presentó elevados valores, por sobre los $20,46 \text{ mg Pt/L}$. Por tanto, el modelo conceptual estaría indicando una condición distrófica para el lago Popetán.

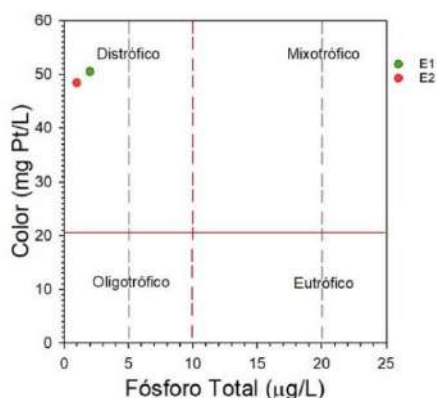


Figura 55. Modelo conceptual paradigma nutriente color para el lago Popetán.

2.2. Balance hidrológico y de nutrientes del lago

En la Tabla 44 se visualizan las entradas y salidas de agua calculadas para el año 2020, ingresando un total de 0,051 km³, y egresando 0,025 km³. El tiempo teórico de renovación calculado para el año 2020 fue de 0,4 años.

Tabla 44. Balance hidrológico (entradas y salidas de agua en el lago Popetán).

Balance hidrológico		km ³ /año
Entradas	Ríos	0,047
	Precipitación	0,004
	Total	0,051
Salidas	Efluente río Colú	0,024
	Evaporación del lago	0,001
	Total	0,025

No ha habido producción acuícola en balsas jaulas desde el año 2010, por tanto, el principal contribuyente de PT al lago fue el uso de suelo y cobertura vegetal (4,1 ton, equivalente a un 97,2 de la contribución total) (Tabla 45), específicamente las praderas, que aportaron un 89 % de PT al sistema lacustre (Figura 56).

Tabla 45. Entradas de PT (ton/año 2020, y su respectivo porcentaje de contribución) al lago Popetán.

Fuente	PT (ton/año)	%
Balsas jaulas	0,0	0
Uso suelo	4,1	97,2
Precipitación	0,1	1,8
Población	0,0	1,0
TOTAL	4,3	100

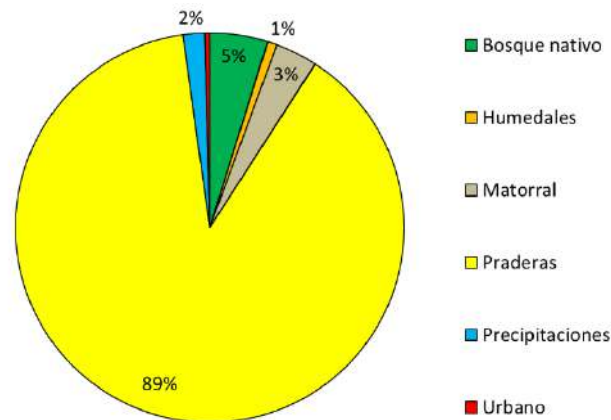


Figura 56. Contribución de PT según uso de suelo y cobertura vegetal para el lago Popetán durante el año 2020.

De acuerdo al balance de PT se calculó una carga de 0,1 ton para el año 2020, ingresando 4,3 ton, egresando 0,1 ton, y sedimentando 4,1 ton, equivalente a un porcentaje de sedimentación de 97 % (Tabla 46).

Tabla 46. Balance de fósforo total (PT) en lago Popetán.

PT en lago (ton/año)	Ingreso (ton/año)	Egreso (ton/año)	Sedimentación (ton/año)	Porcentaje de sedimentación
0,1	4,3	0,1	4,1	97

Sistema lacustre Huillinco-Cucao

1. Evaluación del estado ambiental del lago

1.1. Variables bióticas y abióticas en la columna de agua

El sistema lacustre Huillinco – Cucao mostró una columna de agua completamente estratificada (Figura 57). En general, la temperatura en el estrato superficial superó los 14 °C, para luego descender cerca de los 10 m de profundidad, encontrándose cerca de los 12 °C. Luego en estaciones más profundas, la temperatura se elevó, alcanzando los 13,5 °C. La conductividad evidenció una columna de agua muy estratificada asociada a la diferencia de densidad muy marcada, con una conductividad inferior a los 3000 $\mu\text{S/cm}$ en superficie, para luego incrementar fuertemente cerca de los 7 m de profundidad, hasta superar los 30000 $\mu\text{S/cm}$ en las estaciones más profundas. El sensor de oxígeno presentó fallas en su funcionamiento, arrojando mediciones erróneas.

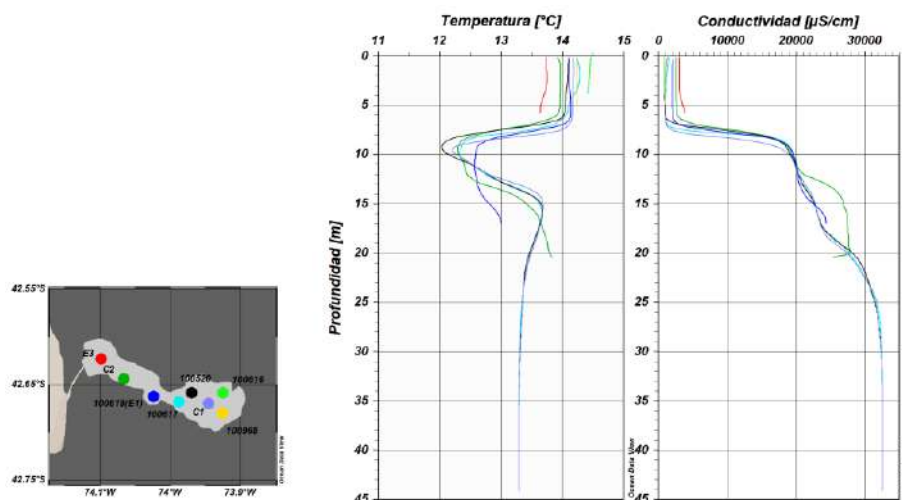


Figura 57. Perfiles de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) y conductividad ($\mu\text{S/cm}$) en las estaciones E3 (rojo), C2 (verde oscuro), 100618(E1) (azul), 100617 (calipso), 100520 (negro), C1 (lila), 100616 (verde) y 100968 (amarillo) en el sistema lacustre Huillínco- Cucao.

Las concentraciones de nitrógeno total en el sistema lacustre Huillínco-Cucao fueron elevadas en toda la columna de agua y variaron ampliamente a través de ella (Figura 58). Las concentraciones del estrato superficial fueron de 145,5 a 6642,4 $\mu\text{g/L}$, donde las estaciones localizadas en el sector Huillínco presentaron las concentraciones más elevadas. En tanto en el estrato de profundidad las concentraciones incrementaron hasta alcanzar los 25000 $\mu\text{g/L}$, principalmente en las estaciones con mayor profundidad asociadas al sector del Huillínco. A lo largo de la columna de agua el nitrógeno total se encontró compuesto principalmente por constituyentes orgánicos. No obstante, en el estrato de fondo existieron dificultades en el análisis de algunas muestras, al presentar interferencias que imposibilitaron contar con concentraciones de N-NH_4 y N-NO_3 . Las concentraciones de nitrito en la mayoría de los casos estuvieron bajo el límite de detección.

Los fosforados presentaron una distribución similar a lo descrito para los nitrogenados (Figura 59). En el estrato superficial las concentraciones fueron menores a las registradas en el estrato de fondo, principalmente en las estaciones más profundas del sector Huillínco. Las concentraciones de fósforo total y P-PO_4 en el estrato superficial fueron de 10 a 24,5 $\mu\text{g/L}$ y de < 2 a 4 $\mu\text{g/L}$, respectivamente. Mientras que en el estrato de profundidad las concentraciones superaron los 220 $\mu\text{g/L}$.

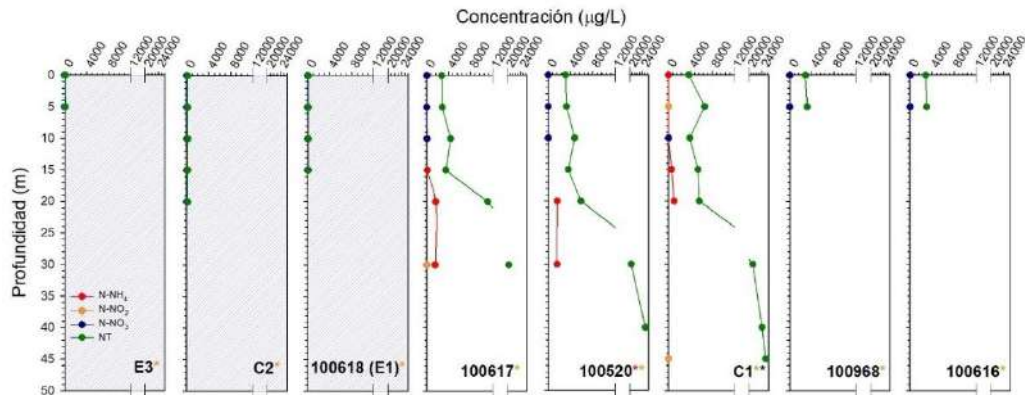


Figura 58. Concentraciones de N-NH₄ (rojo), N-NO₂ (naranja), N-NO₃ (azul) y nitrógeno total (verde) a profundidades discretas, en las estaciones E3, C2, 100618 (E1), 100617, 100520, C1, 100968 y 100616 del sistema lacustre Huillínco - Cucao. Asterisco, indica concentración bajo límite de detección en alguna profundidad, el color señala el analito. Gráficos achurados corresponden a estaciones localizadas en el sector Cucao.

Con respecto a las concentraciones de carbono orgánico disuelto en el sistema lacustre Huillínco – Cucao, de igual forma a lo descrito para las otras variables, sus concentraciones fueron altas e incrementaron en profundidad (Figura 60). Se apreciaron mayores concentraciones en superficie, para disminuir hasta cerca de los 15 m, y luego incrementar con elevadas concentraciones en las estaciones más profundas, que es donde se registraron las más altas concentraciones de DOC. Las concentraciones de carbono orgánico disuelto oscilaron entre 2,3 y 11,4 mg/L en la columna de agua. Situación semejante ocurrió con las intensidades de fluorescencia obtenidas en el sistema lacustre Huillínco – Cucao. En el estrato superficial (0 y 5 m) las intensidades de fluorescencia fueron mayores, disminuyendo en el estrato posterior y luego volvió a incrementar en profundidad en las estaciones más profundas.

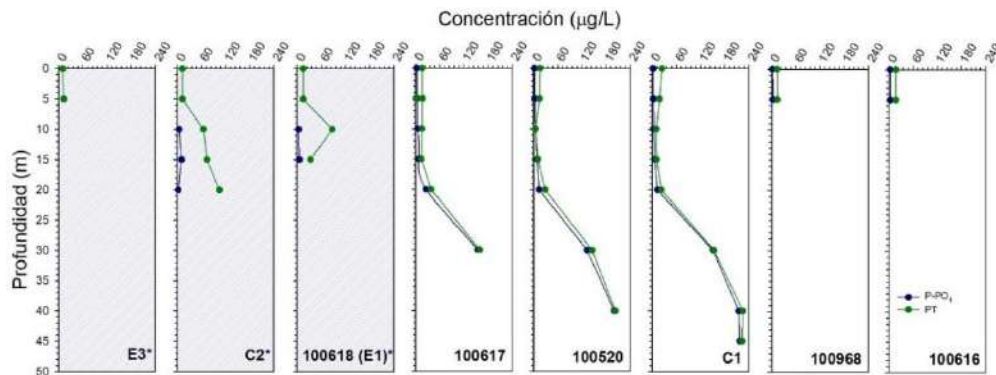


Figura 59. Concentraciones de P-PO₄ (azul) y fósforo total (verde) a profundidades discretas en las estaciones E3, C2, 100618 (E1), 100617, 100520, C1, 100968 y 100616 del sistema lacustre Huillínco - Cucao. Asterisco, indica concentración bajo límite de detección en alguna profundidad, el color señala el analito. Gráficos achurados corresponden a estaciones localizadas en el sector Cucao.

A pesar de las variaciones observadas en las intensidades de fluorescencia en la columna de agua, en todas las profundidades analizadas el componente similar a ácidos húmicos UVA predominó, y la proporción en la que se encontró en las diferentes profundidades se mantuvo (Figura 60). Sin embargo, los constituyentes similares a ácido húmico UVC, húmicos y fúlvicos, variaron en la columna de agua. El componente AH UVC fue mayor en estratos superficiales, pero disminuyó su proporción a medida que aumentó la profundidad. Por otro lado, los componentes similares a ácidos húmicos y fúlvicos, mostraron un comportamiento opuesto, sus proporciones fueron menores en superficie, pero incrementaron en las estaciones más profundas. Mientras que, la proporción de componentes similares a la proteína en algunas estaciones fue mayor en superficie, principalmente observado en estaciones más profundas.

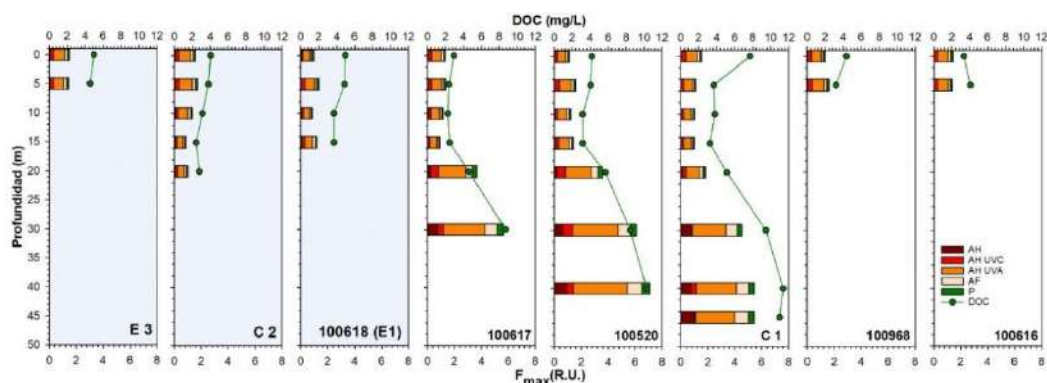


Figura 60. Concentración de carbono orgánico disuelto (mg/L) e intensidad de fluorescencia ($F_{\max}$ (R.U.)) a profundidades discretas en las estaciones E3, C2, 100618(E1), 100617, 100520, C1, 100968 y 100616 del sistema lacustre Huillínco - Cucao. AH: ácidos húmicos, AH UVC: ácidos húmicos UVC, AH UVA: ácidos húmicos UVA, AF: ácidos fúlvicos, P: proteína. Gráficos achurados corresponden a estaciones localizadas en el sector Cucao.

**Tabla 47.** Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo del sistema lacustre Huillínco-Cucao.

Sistema lacustre Huillinco - Cucao	100968						100616						C1						100520									
Phyllum / Especie	Integrado* (0-5m)		0m		5m		Integrado (0-5m)		0m		5m		Integrado (0-5m)		Integrado (10-45 m)		0m		10m		Integrado (0-5m)		Integrado (10-40m)		0m		10m	
	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%
Bacillariophyta																												
<i>Aulacoseira distans</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.332	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyclotella ocellata</i>	1.332	1	1.332	1	786	1	1.323	2	80	0	1.332	1	1.332	2	-	-	40	0	-	-	1.332	1	-	-	-	-	-	-
<i>Cyclotella menegheiniana</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Amphora sp</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cocconeis placentula sensu lato</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	666	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Nitzschia spp</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gomphonema spp</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rhoicosphenia abbreviatta</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Diploneis ovalis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Asterionella formosa</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Diatoma moniliformis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Distirionella germainii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Iconella sp</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Asterionella formosa</i>	x	x	-	-	666	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Diatoma moniliformis</i>	-	-	-	-	-	-	40	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Indeterminado</i>	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	840	1	-	-	840	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Fragilaria crotonensis</i>	120	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Fragilaria spp</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Meridion circulare</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hannaea arcus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ulnaria ulna</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rhodophyta																												
<i>Audouiniella sp</i>	160	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chlorophyta																												
<i>Monoraphidium contortum</i>	111.857	98	133.829	98	105.865	98	56.881	98	71.908	96	84.892	96	56.790	95	-	-	163.791	98	666	94	150.554	99	-	-	158.528	100	1.997	100
<i>Tetraedron minimum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Stigeodolium sp</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Charophyta																												
<i>Staurastrum sp</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spirogyra sp</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Mougeotia sp</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cyanobacteria																												
<i>Dolichospermum sp</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Charophyta																												
<i>Closterium acutum</i>	40	0	-	-	-	-	-	-	40	0	-	-	-	-	-	-	40	0	40	6	-	-	-	-	-	-	-	-
Cryptophyta																												
<i>Cryptomonas sp</i>	666	1	1.332	1	666	1	-	-	2.663	4	1.332	1	-	-	-	-	1.997	1	-	-	666	0	-	-	-	-	-	-
Abundancia total	114.175	-	136.493	-	107.982	-	58.244	-	74.732	-	88.887	-	59.628	-	-	-	166.709	-	706	-	152.552	-	-	-	158.528	-	1.997	-
Riqueza de taxa	7	-	3	-	4	-	4	-	5	-	4	-	4	-	-	-	5	-	2	-	3	-	-	-	1	-	1	-

*El análisis cualitativo se representa con una x en la muestra integrada. La x representa un organismo presente en el análisis cualitativo que no se encontraba presente en el análisis cuantitativo.

Continuación **Tabla 47.** Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo del sistema lacustre Huillínco-Cucao.

									Cucao																					
Sistema lacustre Huillínco - Cucao	100617								100618 (E1)								C2								E3					
Phyllum / Especie	Integrado (0-5m)		Integrado (10-30m)		0m		10m		Integrado (0-5m)		Integrado (10-20m)		0m		10m		Integrado (0-5m)		Integrado (10-20m)		0m		10m		Integrado (0-5m)		0m		5 m	
	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%
Bacillariophyta	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Aulacoseira distans	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cyclotella ocellata	-	-	-	-	1.997	1	40	2	666	1	-	-	40	0	666	94	1.997	3	-	-	666	0	666	100	40	0	-	-	80	0
Cyclotella menegheiniana	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	120	0,1	-	-	120	0
Amphora sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0	-	-	-	-
Cocconeis placentula sensu lato	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitzschia spp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	80	0,1	-	-	40	0
Gomphonema spp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	666	1	-	-	-	-	666	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rhoicosphenia abbreviata	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0	-	-	-	-	-	-	-	-
Diploneis ovalis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Asterionella formosa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	80	0	-	-	-	-	-	-	-	-
Diatoma moniliformis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	6	80	0	-	-	-	-	-	-	40	0	120	0	-	-
Distirionella germainii	-	-	-	-	-	-	-	-	80	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	120	0	-	-	400	0,4	-	-	-	-
Iconella sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Asterionella formosa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diatoma moniliformis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Indeterminado	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fragilaria crotonensis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fragilaria spp	-	-	-	-	-	-	-	-	666	1	-	-	-	-	-	-	666	1	-	-	80	0	-	-	666	1	666	1	-	-
Meridion circulare	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0	-	-	-	-
Hannaea arcus	-	-	-	-	-	-	40	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ulnaria ulna	-	-	-	-	-	-	-	-	80	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0	-	-	-	-	-	-	-	-
Rhodophyta																														
Audouiniella sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chlorophyta																														
Monoraphidium contortum	3.329	100	-	-	244.688	98	1.997	96	93.880	98	-	-	84.798	97	-	-	69.911	96	-	-	133.829	99	-	-	109.860	98	99.873	99	59.924	99
Tetraedron minimum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	666	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Stigeoclonium sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Charophyta																														
Staurastrum sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Spirogyra sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mougeotia sp	-	-	-	-	-	-	-	-	80	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cyanobacteria																														
Dolichospermum sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	920	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-</					

*El análisis cualitativo se representa con una x en la muestra integrada. La x representa un organismo presente en el análisis cualitativo que no se encontraba presente en el análisis cuantitativo.



Tabla 48. Composición taxonómica y abundancia de organismos zooplanctónicos en el lago Huillinco-Cucao.

Lago	Huillinco - Cucao												
Cubeta	Cucao					Huillinco							
Estación/ (estrato m)	E3 (0-5)	C2 (0-5)	C2 (0-20)	100618 (E1)(0-5)	100618 (E1) (0-15)	100617 (0-5)	100617 (0-30)	100520 (0-5)	100520 (0-40)	C1 (0-5)	C1 (0-45)	100968 (0-5)	100616 (0-5)
Taxa	ind/l	ind/l	ind/l	ind/l	ind/l	ind/l	ind/l	ind/l	ind/l	ind/l	ind/l	ind/l	ind/l
Arthropoda / Copepoda													
Theriodaptomus diabolus	0,129	0,296	0,265	14,897	8,055	5,300	0,309	4,942	0,832	21,104	1,067	5,348	0,859
hembra con huevos	0,094	0,099	0	0,458	0,387	0,471	0,028	0,274	0	1,190	0,113	0,557	0
Mesocyclops araucanus	0	0	0	0,115	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nauplius	1,114	0,888	1,031	14,688	5,654	1,767	0,084	2,470	0,525	9,199	1,482	3,119	2,836
Arthropoda / Branchiopoda													
Bosmina (Ledroboosmina) chilensis	2,228	0,197	0	13,751	2,091	3,651	0,225	10,340	1,784	225,217	18,620	27,295	9,969
Rotifera													
Flinia longiseta	0,223	0,296	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Annelida/ Polychaeta													
Poliqueto	0,111	0,891	1,119	0,802	0,194	0,353	0,028	0,823	0,197	0,433	0,228	0,780	0
Abundancia total por estación	3,899	2,467	2,414	44,691	16,382	11,542	0,675	18,849	3,337	257,143	21,508	37,099	13,665



Durante primavera de 2020 (3 al 5 de noviembre) en el sistema lacustre Huillinco-Cucao se registraron 33 taxa, 22 Bacillariophyta, 1 Rhodophyta, 3 Chlorophyta, 3 Charophyta, 1 Cianobacteria, 1 Cryptophyta. La riqueza de taxa fue muy variable entre las estaciones de muestreo, oscilando entre estaciones de muestreo, con 10 valores desde taxa hasta puntos de muestreo sin organismos fitoplanctónicos en las profundidades menores o iguales a 10 m de profundidad en la cubeta del Huillinco. Tanto en las estaciones de muestreo de la cubeta del Huillinco como del Cucao, en profundidad presentaron nula o mínima densidad celular.

La especie dominante fue la Chlorophyta. *Monoraphidium contortum* con más de un 90 % de la abundancia relativa en la capa superficial de todas las estaciones de muestreo. Otro grupo que estuvo presente en la mayor parte de las estaciones de muestreo fueron las *Cryptomonas* spp. La distribución del fitoplancton está indicando que existen dos masas de agua, una superficial de 0 a 5 m que es más favorable para la vida del fitoplancton, y otra bajo los 10 m de profundidad donde se registró nulo o escasos organismos fitoplanctónicos. *Monoraphidium contortum* ha sido identificado por Bogen *et al.* (2013) como una especie promesa en la producción de biocombustible por su alta producción de biomasa que luego se transforma en biogás. En las estaciones de muestreo más someras (100968 y 100616) presentaron entre los 0 y 5 m una distribución vertical homogénea de *M. contortum*, en cambio las estaciones donde se evaluó el estrato inferior de la columna de agua, mostraron que bajo los 5 m de profundidad no se registraron organismos fitoplanctónicos. En la capa superficial la densidad osciló entre 74 mil y 240 mil cél/l, en cambio en la capa profunda oscilaron entre cero a 1.900 cél/l (Tabla 47).

El zooplancton del lago Huillinco Cucao, presentó 5 taxa más estadio nauplius de copépodos, junto con hembras con huevos de *T. diabolicus*. La abundancia zooplanctónica osciló entre ~0,6 y ~257 ind/l. La abundancia zooplanctónica presentó gran variación entre las estaciones de muestreo. Las especies más abundantes fueron *Bosmina chilensis*, *Tumeodiaptomus diabolicus*, y los estadios nauplii de copépodos. Cabe destacar la presencia de poliquetos en la columna de agua en prácticamente la totalidad de las estaciones de muestreo, salvo en la estación 100616. La especie *Filinia longiseta* estuvo restringida exclusivamente a la cubeta del Cucao (Tabla 48).

1.2. Variables sedimentológicas

Las estaciones de estudio correspondientes a la zona del Huillinco se caracterizaron por presentar mayor profundidad. En todos los casos, la materia orgánica superó el 9 % considerado como límite de aceptabilidad, así también el redox obtenido en la zona de Huillinco con valores negativos. En pH en general fue neutro (Tabla 49). Cabe recordar que, en el caso del pH y redox, la infracción al límite de aceptabilidad se configurará por el incumplimiento conjunto de los valores asignados a las dos variables indicadas (Numeral 34 de la Resolución Exenta N° 3.612). Bajo esta resolución, para todas las variables evaluadas en el presente estudio y contenidas en dicha resolución, los valores presentados en las estaciones 100617 y 100520 están incumpliendo lo estipulado.

Tabla 49. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 100617, 100520, E3 y 100618 (E1) del sistema lacustre Huillinco - Cucao.

Zona	Estación	Prof.	Materia orgánica (%)		pH		T° (C)		Redox (mV)	
		(m)	Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds
Huillinco	100617	31,2	35,1	0,1	7,0	0,2	13,9	0,1	-97,5	72,3
	100520	46,5	34,5	2,0	7,0	0,4	16,0	0,8	-125,1	11,2
Cucao	E3	7,3	14,0	14,3	6,8	0,3	15,2	0,7	166,6	97,6
	100618	8,7	31,3	2,3	7,0	0,3	15,4	0,4	127,2	46,2

La composición textural del sedimento de las estaciones 100617 y 100520 estuvo compuesta en su totalidad por fango. En la estación 100618 también predominó el fango, salvo un punto de muestreo que registró alto porcentaje de arena (45 % aprox.). En tanto la estación E3 fue más dispersa, con un porcentaje de arena entre 30 - 70 %, y fango desde 20 - 70 % (Figura 61). Similar tendencia se observó en etapas anteriores a este estudio.

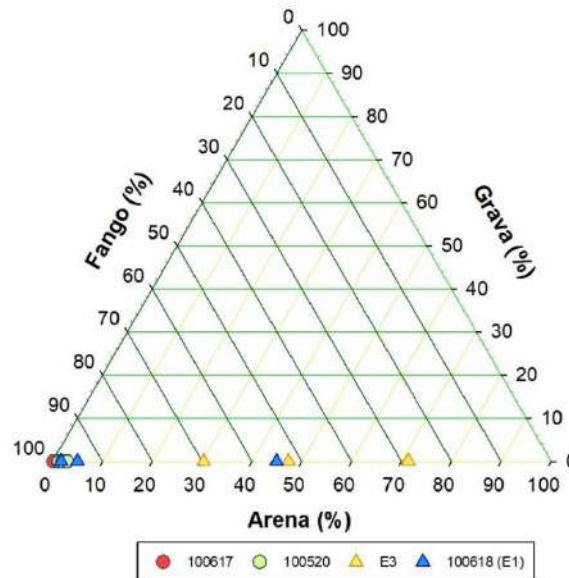


Figura 61. Porcentaje de fango, arena y grava, en las estaciones sedimentológicas (100617, 100520, E3 y 100618 (E1)) del sistema lacustre Huillinco-Cucao.

2. Estado trófico del sistema lacustre y balance de nutrientes

2.1. Trofía del lago

En el sistema lacustre Huillinco – Cucao, las concentraciones de fósforo total se encontraron por sobre límites oligotróficos (Figura 62), alcanzado concentraciones muy elevadas principalmente asociado a mayores profundidades. En caso del color, todos los valores se distribuyeron sobre el límite establecido como elevado (20,46 mg Pt/L), inclusive registrando valores sobre 100 mg Pt/L. Registrando los valores de fósforo total y color más elevados de los lagos Chilotes. Según el paradigma nutriente color el fósforo total y color señalaría una condición asociada a la mixotrofia, haciendo referencia a la importancia de materia orgánica alóctona como autóctona en el sistema lacustre Huillinco-Cucao

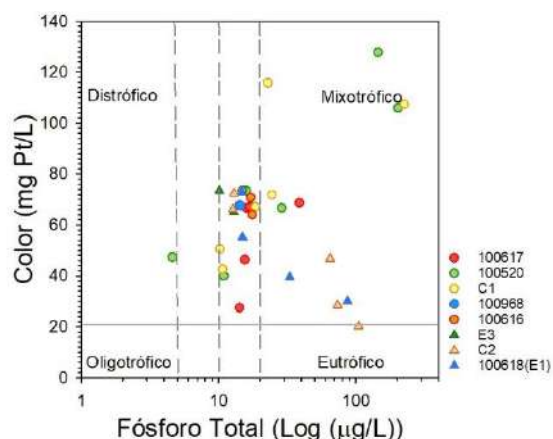


Figura 62. Modelo conceptual paradigma nutriente color para el sistema lacustre Huillinco – Cucao.

2.2. Balance de nutrientes del sistema lacustre Huillinco - Cucao

La cuenca hidrológica del sistema lacustre del Huillinco - Cucao se compone además de las cuencas hidrológicas de los lagos Tarahuín y Tepuhueico. Dado a que, debido a la característica química de la columna de agua de la zona lacustre del Huillinco, que no permite mezcla desde el fondo, se ha considerado que los aportes que ingresan de la cuenca en general, debieran permanecer y sedimentar en gran parte en la zona del Huillinco. Por ello, es que se ha tomado en consideración el aporte de la salmonicultura en balsas jaulas considerando un promedio de producción desde los años 2007 hasta el 2020. De acuerdo a la información obtenida por SERNAPESCA, los últimos registros de producción en la zona lacustre del Huillinco fueron hasta el año 2012, en la zona lacustre del Cucao hasta 2008, en el lago Tarahuín hasta el 2012, y en el lago Tepuhueico hasta el año 2008.

Tabla 50. Aportes de PT (ton/año 2020) calculados para la cuenca lacustre Huillinco – Cucao.

Fuente	Carga TON P/año
Población Huillinco	0,394
Población Cucao	0,559
Población Tarahuín	0,110
Población Tepuhueico	0,020
Piscicultura 1 Salmones TECMAR, río Trainel Huillinco	2,130
Balsas jaulas (2007-2020) Huillinco	3,130
Balsas jaulas (2007-2020) Cucao	1,725
Balsas jaulas (2007-2020) Tarahuín	2,798
Balsas jaulas (2007-2020) Tepuhueico	0,616
Uso de suelo Huillinco	28,279
Uso de suelo Cucao	1,324
Uso de suelo Tarahuín	2,098
Uso de suelo Tepuhueico	3,022
Precipitación (2020) promedio para todos	1,699
Carga total	47,9

Resumiendo la tabla anterior, se desglosa la siguiente tabla (Tabla 51), en donde se observa que el mayor aporte de PT hacia el sistema lacustre Huillinco – Cucao proviene del uso de suelo y cobertura vegetal, específicamente de las praderas, con un 67 % (Figura 63).

Tabla 51. Entradas de PT (ton/año 2020, y su respectivo porcentaje de contribución) al sistema lacustre Huillinco - Cucao.

Fuente	TON P/año	%
Balsas jaulas	8	17,3
Uso suelo	34,7	72,5
Precipitación	1,7	3,5
Pisciculturas	2,1	4,4
Población	1,1	2,3
TOTAL	47,9	100

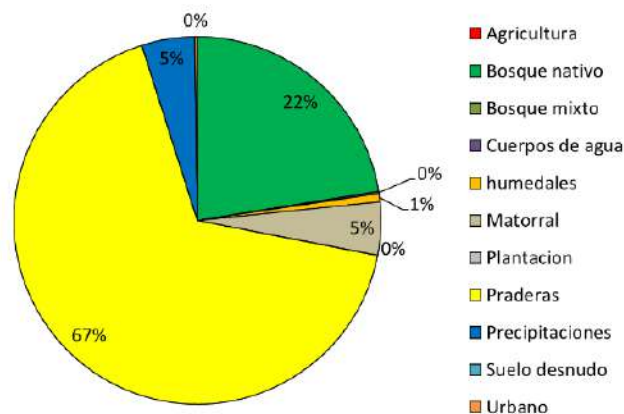


Figura 63. Contribución de PT según uso de suelo y cobertura vegetal para el sistema lacustre Huillinco - Cucao durante el año 2020.

Lago Tarahuín

1. Evaluación del estado ambiental del lago

1.1. Variables bióticas y abióticas en la columna de agua

En el lago Tarahuín se observaron señales de estratificación de la columna de agua, observándose el incremento de temperatura en el estrato superficial (Figura 64). En superficie la temperatura alcanzó los 14°C en las estaciones C1 y 100521. Para luego descender con la profundidad, alcanzando los 10,3 °C en la estación más profunda (C1). La conductividad evidenció comportamiento similar a la temperatura, las concentraciones superficiales fluctuaron entre 42,7 y 44,2 $\mu\text{S/cm}$, para ir descendiendo en profundidad hasta los 39,9 $\mu\text{S/cm}$. El sensor de oxígeno presentó errores en las mediciones.

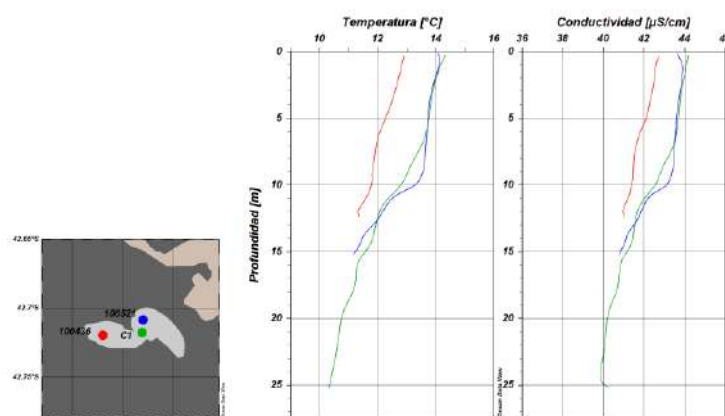


Figura 64. Perfiles de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) y conductividad ($\mu\text{S/cm}$) en las estaciones 100436 (rojo), C1 (verde) y 100521 (azul) en el lago Tarahuín.

Los nitrogenados presentaron una distribución homogénea en la columna de agua (Figura 65a). Las concentraciones de nitrógeno total fueron bajas en toda la columna de agua, de 35,3 a 47,3 $\mu\text{g/L}$ de nitrógeno total. El nitrato fue el mayor constituyente del nitrógeno total, con concentraciones que oscilaron entre 35,2 a 46,3 $\mu\text{g/L}$. El N-NH_4 en todos los casos se encontró bajo los límites de detección, y el nitrito presentó bajas concentraciones, inferiores a 1,2 $\mu\text{g/L}$.

Por su parte los fosfatados se encontraron en muy bajas concentraciones (Figura 65b). En la mayoría de los casos las concentraciones de fósforo total y P-PO_4 estuvieron bajo el límite de detección. Solo en la profundidad de fondo en la C1, la concentración de nitrógeno total fue elevada (14 $\mu\text{g/L}$).

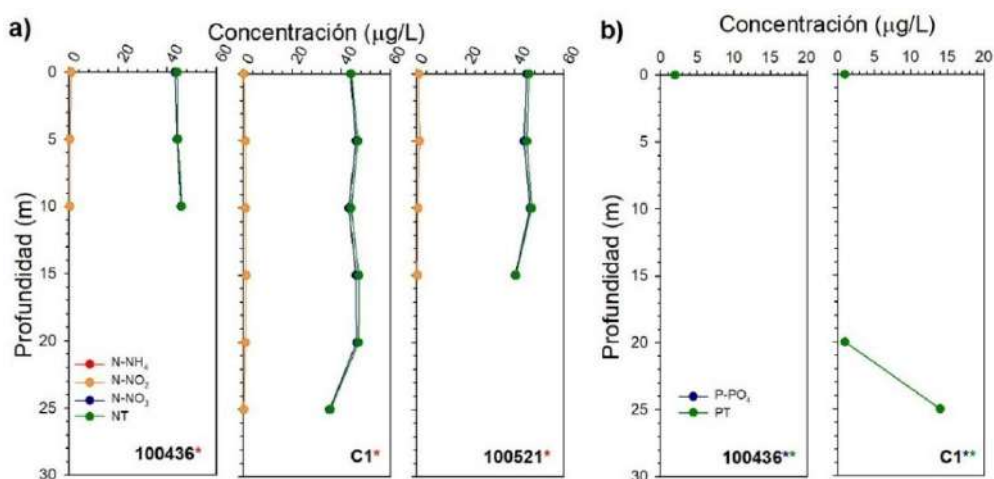


Figura 65. Concentraciones de nutrientes a profundidades discretas en las estaciones 100436, C1 y 100521 del lago Tarahuín. a) Concentraciones de N-NH_4 (rojo), N-NO_2 (naranja), N-NO_3 (azul) y nitrógeno total (verde). b) Concentraciones de P-PO_4 (azul) y fósforo total (verde). Asterisco, indica concentración bajo límite de detección en alguna profundidad, el color señala el analito.

En cuanto al carbono orgánico disuelto, se encontró distribuido homogéneamente en la columna de agua en el lago Tarahuín (Figura 66). Las concentraciones variaron en un reducido rango, de 2,6 a 2,9 mg/L de carbono orgánico disuelto. En el lago Tarahuín se registraron las menores concentraciones de DOC de todos los lagos Chilotes analizados.

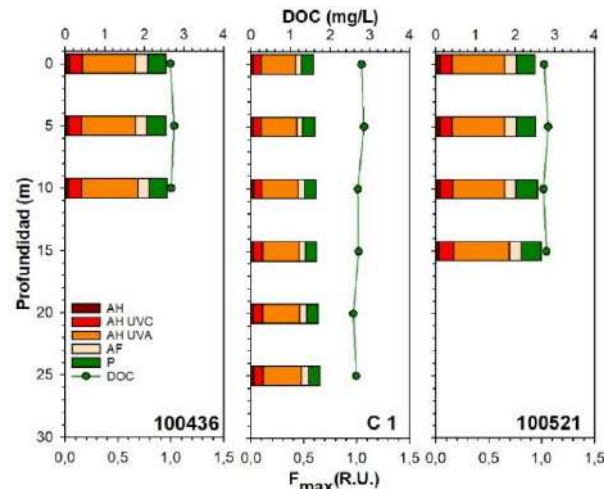


Figura 66. Concentración de carbono orgánico disuelto (mg/L) e intensidad de fluorescencia ($F_{\max}$ (R.U.)) a profundidades discretas en las estaciones 100436, C1 y 100521 del lago Tarahuín. AH: ácidos húmicos, AH UVC: ácidos húmicos UVC, AH UVA: ácidos húmicos UVA, AF: ácidos fúlvicos, P: proteína.

De igual forma que el DOC, las intensidades de fluorescencia fueron similares en la columna de agua (Figura 66). Al comparar entre estaciones se observó que las intensidades fueron menores en la estación C1 del lago Tarahuín, aunque la proporción de los diferentes fluoróforos fue similar entre las estaciones. En todas las profundidades y estaciones dominó el componente similar a ácido húmico UVA. Seguido por el componente similar a proteína, el cual mostró una leve tendencia a disminuir en profundidad, en las estaciones 100436 y C1. Por otro lado, los constituyentes similares a ácidos húmicos y fúlvicos tendieron a disminuir hacia profundidad en las estaciones 100436 y 100521, y a incrementar en la estación C1.

Durante la primavera de 2021 (8 de noviembre) en el Lago Tarahuín, se registró en la columna de agua una riqueza de 22 taxa, de los cuales hubo 9 Bacillariophyta, 3 Chlorophyta, 5 Charophyta (1 Desmido), 1 Cyanobacteria, 1 Cryptophyta y 1 Dinophyta. Se registraron densidades desde unas ~1.3 millones de cél/l a unas ~ 4.9 millones de cél/l. La densidad en las muestras integradas desde los 0 a 40 metros de profundidad no presentó diferencias destacables, más se observó en la distribución vertical que a los 10 metros de profundidad se produjeron las mayores abundancias siendo la especie dominante el fitoplancton *Aulacoseira distans*. Destaca también la presencia en todas las estaciones y profundidades muestreadas la presencia y abundancia relativa mayormente significativa de *Dolichospermum floss aquae* (Tabla 52).

**Tabla 52 .** Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo del lago Tarahuín.

Lago Tarahuín	100521						100436						C1					
Phyllum / Especie	Integrado (0-10m)		0m		10m		Integrado (0-10m)		0m		10m		Integrado (0-10m)		0m		10m	
	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%
Bacillariophyta																		
<i>Aulacoseira spp</i>	5.962	0,20	5.202	0,20	5.882	0,15	12.204	0,44	10.483	1	15.925	0,32	13.484	0,38	-	-	5.962	0,15
<i>Aulacoseira distans</i>	2.882.038	96	2.496.815	94	3.795.159	95	2.696.561	98	1.218.446	95	4.865.223	99	3.385.682	95	2.986.191	81	3.905.019	99
<i>Navicula spp</i>	-	-	40	0,002	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Epithemia turgida</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,001	-	-	-	-	-	-
<i>Asterionella formosa</i>	x	x	-	-	600	0,02	2.601	0,09	400	0,03	1.000	0,02	160	0,005	1.040	0,03	680	0,02
<i>Distirionella germainii</i>	-	-	-	-	-	-	40	0,001	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tabellaria flocculosa</i>	-	-	-	-	320	0,01	x	x	-	-	2.921	0,06	4.281	0,12	-	-	-	-
<i>Staurosira venter</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	160	0,005	-	-	-	-
<i>Fragilaria crotonensis</i>	1.921	0,06	2.641	0,10	-	-	5.402	0,20	3.801	0,29	10.964	0,22	-	-	720	0,02	-	-
Chlorophyta																		
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	480	0,02	-	-	-	-	1.601	0,06	880	0,07	160	0,003	720	0,02	760	0,02	-	-
<i>Eudorina sp</i>	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Oocystis lacustris</i>	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-
Charophyta																		
<i>Closterium acutum</i>	40	0,001	40	0,002	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,001	-	-
<i>Closterium aciculare</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,001	x	x	-	-	-	-
<i>Staurostrum gracile</i>	x	x	80	0,003	40	0,001	120	0,00	240	0,02	440	0,01	120	0,003	80	0,002	160	0,004
<i>Mougeotia sp</i>	-	-	-	-	1.400	0,04	1.200	0,04	640	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Elakathotrix gelatinosa</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	160	0,005	-	-	-	-
Cyanobacteria																		
<i>Dolichospermum flos-aquae</i>	114.157	4	142.206	5	190.182	5	42.494	2	54.138	4	6.962	0,14	149.729	4	684.383	19	42.334	1
Cryptophyta																		
<i>Cryptomonas sp</i>	-	-	-	-	-	-	40	0,001	-	-	-	-	40	0,001	-	-	40	0,001
Dinophyta																		
<i>Gimnodinium sp</i>	40	0,001	-	-	40	0,001	80	0,003	-	-	-	-	120	0,003	40	0,001	120	0,003
<i>Ceratium furcoides</i>	800	0,03	560	0,02	520	0,01	400	0,01	280	0,02	440	0,01	760	0,02	1.320	0,04	360	0,01
<i>Peridinium cinctum</i>	x	x	-	-	-	-	80	0,003	-	-	-	-	40	0,001	-	-	40	0,001
Abundancia total	3.005.439		2.647.585		3.994.144		2.762.822		1.289.309		4.904.116		3.555.457		3.674.576		3.954.715	
Riqueza de taxa	12		8		9		15		9		11		15		9		9	

* El análisis cualitativo se representa con una x en la muestra integrada. La x representa un organismo presente en el análisis cualitativo que no se encontraba presente en el análisis cuantitativo.



En el lago Tarahuín durante la primavera de 2020 se registraron en el zooplancton 7 taxa, más estadio nauplius de copépodos, así también se encontraron hembras con huevos de *T. diabolicus*. La especie dominante numéricamente fue *Kellicottia* sp, en co-dominancia con *T. diabolicus*. La mayor abundancia se registró en la estación C1.

Tabla 53. Composición taxonómica y abundancia de organismos zooplanctónicos en el lago Tarahuín

Lago	Tarahuín		
Estación / (estrato m)	100521 (0-25)	C1 (0-25)	100436 (0-25)
Taxa	ind/l	ind/l	ind/l
Arthropoda / Copepoda			
<i>Tumeodiaptomus diabolicus</i>	2,065	2,938	1,238
hembra con huevos	0,088	0,203	0
<i>Mesocyclops araucanus</i>	0,066	0,045	0
Nauplius	0,900	1,740	0,688
Arthropoda / Branchiopoda			
<i>Diaphanosoma chilensis</i>	0,022	0	0
<i>Bosmina (Liederobosmina) chilensis</i>	0,110	0,068	0,138
Rotifera			
<i>Asplanchna</i> sp	0	0,045	0
<i>Keratella americana</i>	0	5,153	4,492
<i>Conochilus unicornis</i>	0,264	0,090	0
Abundancia total por estación	3,514	10,283	6,555

1.2. Variables sedimentológicas

De ambas estaciones, la estación 100521 presentó mayor profundidad de muestreo (21,5 m). En ambas estaciones el porcentaje de materia orgánica superó el límite de aceptabilidad, alcanzando ~ 20 %. No se registraron diferencias en los resultados de todos los parámetros evaluados entre ambas estaciones evaluadas (Tabla 54). El pH tendió a la acidificación, y el redox fue positivo, cercano a 144 mV.

Tabla 54. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 100521 y 100436 del lago Tarahuín.

Estación	Prof.	Materia orgánica (%)		pH		T° (C)		Redox (mV)	
	(m)	Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds
100521	21,5	20,0	2,6	6,2	0,1	11,9	0,8	143,5	28,4
100436	15,3	21,8	1,8	6,0	0,4	12,0	0,5	144,5	28,5

Al igual que en la etapa precedente a este estudio, la composición textural de las estaciones de sedimento evaluadas estuvo compuesta en su mayoría por fango, con un mínimo aporte de arena (Figura 67).

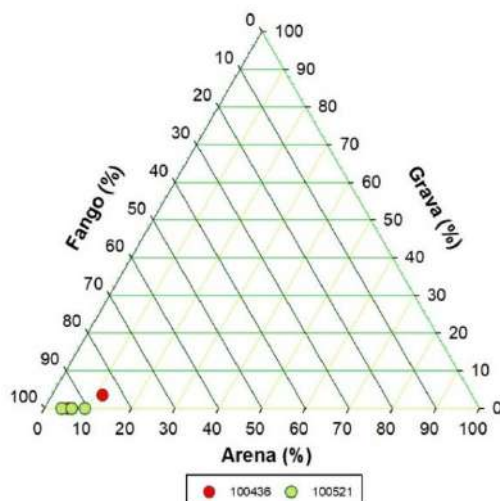


Figura 67. Porcentaje de fango, arena y grava, en las estaciones sedimentológicas (100436 y 100521) del lago Tarahuín.

2. Estado trófico del lago

2.1. Trofía del lago

En el lago Tarahuín las concentraciones de fósforo total se encontraron principalmente en el rango de ultraoligotrofia (Figura 68), donde las concentraciones estuvieron mayoritariamente bajo el límite de detección. Mientras que los valores de color se encontraron cercanos al límite elevado, pero sin superarlo. El modelo conceptual nutriente color relaciona la condición del lago Tarahuín a un estado oligotrófico.

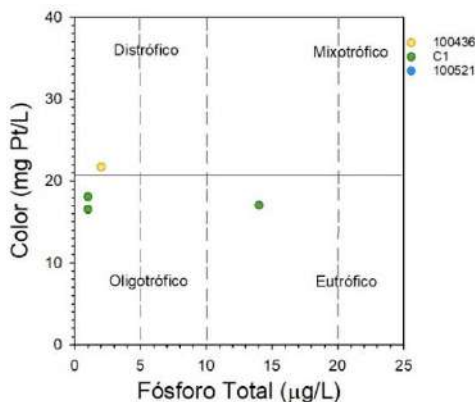


Figura 68. Modelo conceptual paradigma nutriente color para el lago Tarahuín.

2.2. Balance hidrológico y de nutrientes del lago

En la Tabla 55 se visualizan las entradas y salidas de agua calculadas para el año 2020, ingresando un total de 0,106 km³, y egresando 2,83 km³. El tiempo teórico de renovación calculado para el año 2020 fue de 1,6 años.

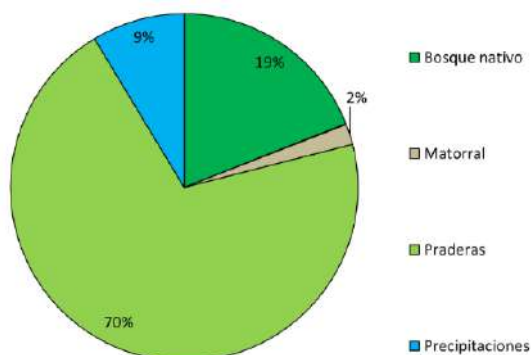
**Tabla 55.** Balance hidrológico (entradas y salidas de agua en el lago Tarahuín).

Balance hidrológico		km ³ /año
Entradas	Ríos	0,086
	Precipitación	0,020
	Total	0,106
Salidas	Efluente río	0,073
	Evaporación del lago	0,005
	Total	2,83

De acuerdo a las entradas de PT calculadas para el año 2020, el uso de suelo y cobertura vegetal es el principal contribuyente al sistema lacustre (Tabla 56). De acuerdo a SERNAPESCA, el último registro de producción acuícola en balsas jaulas fue durante el año 2013, por lo que no se incluyó a esta actividad como en el cálculo. Al desglosar el aporte de PT proveniente del uso de suelo y cobertura vegetal, se identificó a las praderas como principal fuente (Figura 69).

Tabla 56. Entradas de PT (ton/año 2020, y su respectivo porcentaje de contribución) al lago Tarahuín.

Fuente	PT (ton/año)	%
Balsas jaulas	0,0	0,0
Uso suelo	3,8	89,0
Precipitación	0,4	8,4
Población	0,1	2,5
TOTAL	4,3	100

**Figura 69.** Contribución de PT según uso de suelo y cobertura vegetal para el lago Tarahuín durante el año 2020.

De acuerdo al balance de PT se calculó una carga de 2 ton para el año 2020, ingresando 4 ton, egresando 1 ton, y sedimentando 3 ton, equivalente a un porcentaje de sedimentación de 76 % (Tabla 57).

Tabla 57. Balance de fósforo total (PT) en lago Tarahuín.

PT en lago (ton/año)	Ingreso (ton/año)	Egreso (ton/año)	Sedimentación (ton/año)	Porcentaje de sedimentación
2	4	1	3	76

Lago Natri

1. Evaluación del estado ambiental del lago

1.1 Variables bióticas y abióticas en la columna de agua

En la columna de agua del lago Natri se apreciaron indicios de estratificación térmica, con mayores temperaturas en superficie, para disminuir en profundidad. La temperatura en el lago Natri fluctuó entre 9,5 y 14,6 °C (Figura 70). Por otro lado, la conductividad en superficie se encontró cercana a los 37 $\mu\text{S/cm}$, descendiendo con la profundidad hasta los 33,2 $\mu\text{S/cm}$. Las variables presentaron comportamiento similar entre estaciones. El sensor de oxígeno presentó errores en sus registros.

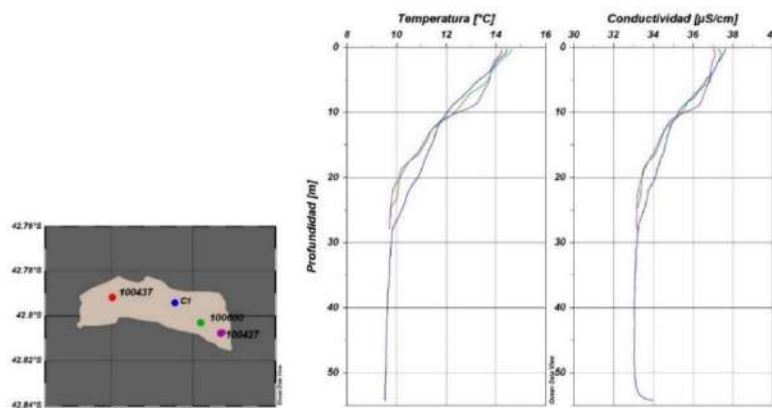


Figura 70. Perfiles de temperatura (°C) y conductividad ($\mu\text{S/cm}$) en las estaciones 100437 (rojo), C1 (azul), 100600 (verde) y 100427 (lila) del lago Natri.

En relación a los nutrientes, las concentraciones de nitrógeno total fueron de < 10 a 84,3 $\mu\text{g/L}$ (Figura 71a). Su distribución en la columna de agua fue distinta entre estaciones, en la estación 100437 las concentraciones de los primeros metros fueron bajas, para luego incrementar hacia el fondo. A diferencia de lo mostrado en las estaciones C1 y 100521, donde las concentraciones fueron mayores en el estrato superficial, para ir en disminución hacia profundidad. En la mayoría de los casos el nitrato (0,7 a 62,3 $\mu\text{g/L}$) fue el mayor constituyente del nitrógeno total. El N-NH_4 se encontró mayoritariamente bajo el límite de detección, y el nitrito por su parte presentó bajas concentraciones, que fueron de 0,3 a 1,2 $\mu\text{g/L}$.

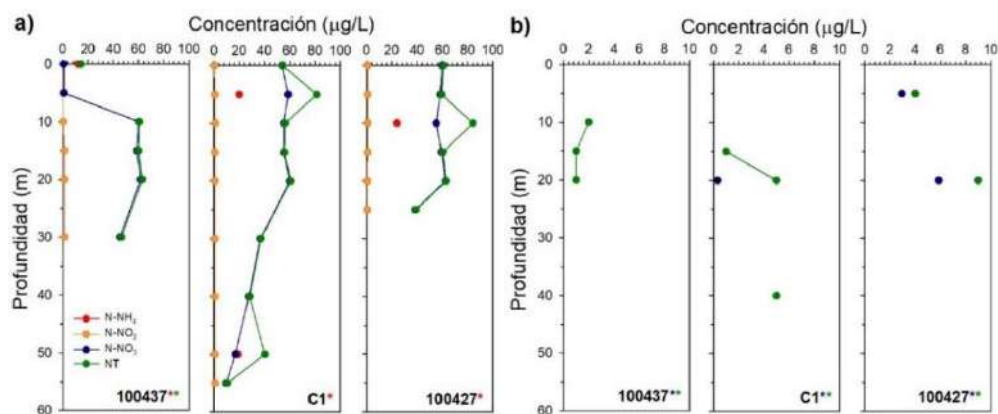


Figura 71. Concentraciones de nutrientes a profundidades discretas en las estaciones 100437, C1 y 100427 del lago Natri. a) Concentraciones de N-NH_4 (rojo), N-NO_2 (naranja), N-NO_3 (azul) y nitrógeno total (verde). b) Concentraciones de P-PO_4 (azul) y fósforo total (verde). Asterisco, indica concentración bajo límite de detección en alguna profundidad, el color señala el analito.

El fósforo total y P-PO_4 presentaron bajas concentraciones (Figura 71b). Las concentraciones de fósforo total y P-PO_4 alcanzaron los 9 y 5,9 $\mu\text{g/L}$, respectivamente. En la mayoría de los casos estuvieron bajo los límites de detección.

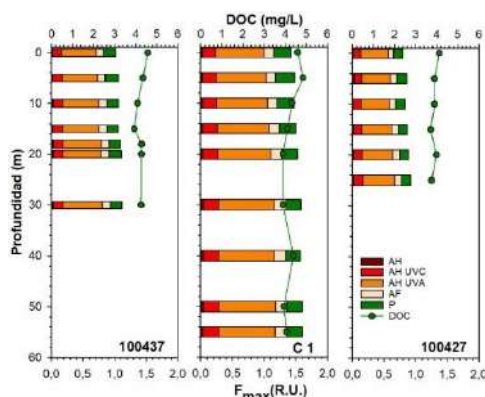


Figura 72. Concentración de carbono orgánico disuelto (mg/L) e intensidad de fluorescencia (F_{max} (R.U.)) a profundidades discretas en las estaciones 100437, C1 y 100427 del lago Natri. AH: ácidos húmicos, AH UVC: ácidos húmicos UVC, AH UVA: ácidos húmicos UVA, AF: ácidos fúlvicos, P: proteína.

La concentración de carbono orgánico disuelto fue de 3,7 a 4,8 mg/L (Figura 72). Su distribución en la columna de agua fue variable, sin un claro patrón. Con respecto a las intensidades fluorescentes, fueron diferentes entre estaciones. En la estación C1, las intensidades fueron mayores que en las estaciones 100437 y 100427. Pero en todos los casos dominó el componente similar ácidos húmicos UVA, con similares proporciones en las diferentes profundidades y estaciones. Seguido por el componente similar a proteína, el cual mostró la tendencia a disminuir en profundidad.

**Tabla 58.** Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo del lago Natri

Lago Natri	100427										100437										C1									
	Integrado (0-10m)		0m		10m		Integrado (0-10m)		0m		10m		Peak		Integrado (0-10m)		0m		10m		Integrado (0-10m)		0m		10m					
Phylum / Especie	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%
Bacillariophyta																														
<i>Aulacoseira granulata</i>	76.625	48	24.208	29	36.372	18	79.346	30	19.406	19	56.739	8	80	0,01	58.659	14	12.084	2	46.015	6										
<i>Aulacoseira distans</i>	-	-	666	1	666	0,33	2.663	1	1.332	1	-	-	1.332	0,20	666	0,16	666	0,12	1.332	0,17										
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	-	-	-	-	-	-	666	0,25	-	-	666	0	1.332	0,20	666	0,16	1.332	0,24	1.332	0,17										
<i>Urosolenia eriensis</i>	23.848	15	80	0,10	84.892	42	105.199	40	78.866	78	509.350	76	565.945	86	299.618	70	489.376	90	609.223	79										
<i>Adnanthidium minutissimum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
<i>Cocconeis placentula sensu lato</i>	-	-	80	0,10	40	0,02	-	-	40	0,04	-	-	80	0,01	-	-	80	0,01	-	-										
<i>Gomphonema acuminatum</i>	-	-	40	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
<i>Gomphonema sp</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,01	-	-	-	-										
<i>Navicula spp</i>	x	x	-	-	-	-	40	0,02	-	-	40	0,01	80	0,01	80	0,02	-	-	-	-										
<i>Rhopalodia gibba</i>	x	x	80	0,10	-	-	80	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	80	0,01										
<i>Epithemia sorex</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,01	-	-	-	-										
<i>Eunotia sp</i>	-	-	-	-	40	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
<i>Asterionella formosa</i>	6.282	4	6.562	8	9.123	5	9.163	3	80	0,08	3.041	0,45	9.523	1	5.042	1	5.402	1	9.203	1										
<i>Tabellaria flocculosa var. andina</i>	47.215	30	48.256	58	64.301	32	51.377	19	1.480	1	100.113	15	75.185	11	60.020	14	30.810	6	105.354	14										
<i>Tabellaria flocculosa</i>	1.601	1	1.120	1	160	0,08	x	x	-	-	480	0,07	1.200	0,18	1.040	0,24	160	0,03	2.361	0,30										
<i>Staurosirella spp</i>	2.761	2	-	-	1.641	1	-	-	-	-	1.200	0,18	-	-	-	-	-	-	-	-										
<i>Fragilaria vaucheriae Natri</i>	-	-	-	-	-	-	666	0,25	-	-	-	-	-	-	40	0,01	-	-	-	-										
<i>Fragilaria crotonensis</i>	x	x	-	-	666	0,33	-	-	-	-	400	0,06	720	0,11	-	-	-	-	-	-										
<i>Ulnaria ulna</i>	x	x	-	-	-	-	-	-	40	0,04	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,01										
Chlorophyta																														
<i>Sphaerocystis Schroeteri</i>	200	0	200	0,24	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	160	0,02										
<i>Desmodesmus quadricauda</i>	-	-	-	-	-	-	160	0,06	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
<i>Desmodesmus sp</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	160	0,02										
<i>Oedogonium sp</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.040	0,16	-	-	-	-	-	-										
Charophyta																														
<i>Closterium acutum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,01	-	-	-	-	-	-										
<i>Cosmarium spp</i>	-	-	-	-	-	-	80	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
<i>Staurosira gracile</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,01	x	x	-	-	-	-										
<i>Mougeotia sp</i>	200	0,13	-	-	160	0,08	-	-	-	-	-	-	-	-	80	0,02	80	0,01	-	-										
<i>Elakathotrix gelatinosa</i>	80	0,05	80	0,10	80	0,04	-	-	-	-	-	-	240	0,04	-	-	80	0,01	80	0,01										
Cryptophyta																														
<i>Cryptomonas sp</i>	200	0,13	1.332	2	2.663	1	13.982	5	-	-	960	0,14	1.440	0,22	1.520	0,36	4.241	1	560	0,07										
Dinophyta																														
<i>Ceratium hirundinella</i>	120	0,08	320	0,39	200	0,10	80	0,03	-	-	40	0,01	-	-	240	0,06	120	0,02	200	0,03										
<i>Ceratium furcoides</i>	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
<i>Peridinium cinctum</i>	x	x	-	-	40	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,01	80	0,01	40	0,01										
Abundancia total	159.132		83.024		201.043		263.502		101.244		673.109		658.197		427.791		544.511		774.808											
Riqueza de taxa	17		13		15		15		7		12		14		18		13		14											

* El análisis cualitativo se representa con una x en la muestra integrada. La x representa un organismo presente en el análisis cualitativo que no se encontraba presente en el análisis cuantitativo.

Durante la primavera de 2020 (7 de noviembre) en el lago Natri se registraron 32 taxa de los cuales 19 fueron Bacillariophyta, 4 Chlorophyta, 5 Charophyta, 1 Cryptophyta, y 3 Dinophyta. Se registró una densidad de fitoplancton que osciló entre ~83 mil y ~774 mil células/l. En general las mayores densidades se registraron a los 10 m de profundidad o donde se produjo el máximo (peak) de fluorescencia en dicha estación a los 18 m. Fueron 3 las diatomeas de co-dominaron el fitoplancton de este lago, *Tabellaria flocculosa var. andina*, *Urosolenia eriensis* y *Aulacoseira granulata*. Se registró en baja abundancia la Cianobacteria *Dolichospermum* spp. (Tabla 58).

Tabla 59. Composición taxonómica y abundancia de organismos zooplanctónicos en el lago

Lago	Natri		
Estación / (estrato m)	100437 (0-25)	100427 (0-25)	C1 (0-55)
Taxa	ind/l	ind/l	ind/l
Arthropoda / Copepoda			
<i>Tumeodiaptomus diabolicus</i>	0,023	0,252	0,106
hembra con huevos	0	0,023	0
<i>Mesocyclops araucanus</i>	0,139	0,321	0,148
Nauplius	0,232	0,252	0,063
Arthropoda / Branchiopoda			
<i>Diaphanosoma chilensis</i>	0,046	0,138	0,032
<i>Bosmina (Liederbosmina) chilensis</i>	0,395	0,940	0,665
Rotífera			
<i>Keratella americana</i>	0,116	0,183	0,011
Abundancia total por estación	0,953	2,108	1,025

En el zooplancton del lago Natri se registraron 6 taxa, más estadios nauplii de copépodos y hembras con huevos de *T. diabolicus*. La abundancia osciló entre ~1 y ~2 ind/l. (Tabla 59). La estación 100427

presentó la mayor abundancia. La especie más numerosa fue *B. chilensis*, más los copépodos y sus estadios nauplii fueron parte importante de la fauna planctónica.

1.2 Variables sedimentológicas

En la Tabla 60 se visualizan los parámetros físico – químicos de los sedimentos evaluados. A partir de ello, se identifica un alto porcentaje de materia orgánica, superior al límite de aceptabilidad. En tanto el pH tendió a la acidificación, y el valor de redox positivo, por sobre los 200 mV.

Tabla 60. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 100437 y 100427 del lago Natri.

Estación	Prof.	Materia orgánica (%)		pH		T° (C)		Redox (mV)	
	(m)	Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds
100437	25,6	33,6	1,6	6,3	0,1	14,9	0,5	203,0	52,1
100427	26,4	13,0	13,5	5,9	0,2	12,4	0,6	313,4	99,1

En la composición textural del sedimento evaluado se observó similar tendencia a lo registrado en etapas anteriores. Es decir, la estación 100437 estuvo representada mayormente por fango, en tanto la estación 100427 por arena principalmente, salvo en un punto de muestreo que se registró alta contribución de fango (Figura 73).

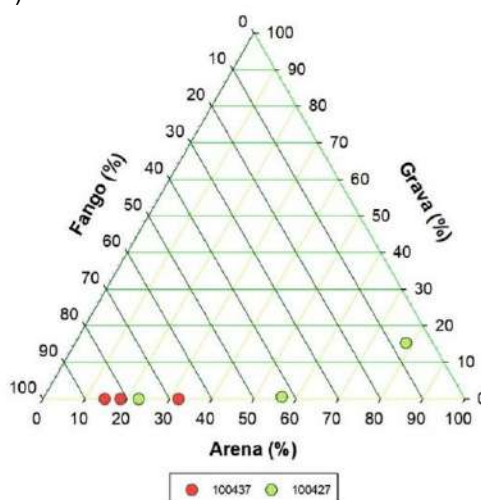


Figura 73. Porcentaje de fango, arena y grava, en las estaciones sedimentológicas (100437 y 100427) del lago Natri.

2 Estado trófico del lago

2.1. Trofía del lago

En el lago Natri las concentraciones de fósforo total se distribuyeron bajo el límite de oligotrofia (Figura 74), con concentraciones inferiores a 9 µg/L, donde la mayoría de las concentraciones se encontraron bajo el límite de detección (0,4 µg/L). Los valores de color en todos los registros estuvieron sobre el límite establecido para elevado color. Según el modelo conceptual el lago Natri estaría asociado a una condición distrófica, donde las contribuciones alóctonas dominarían las fuentes de materia orgánica

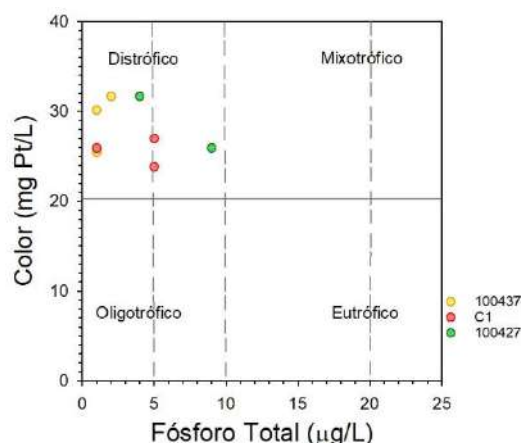


Figura 74. Modelo conceptual paradigma nutriente color para el lago Natri.

2.2. Balance hidrológico y de nutrientes del lago

En la Tabla 61 se visualizan las entradas y salidas de agua calculadas para el año 2020, ingresando un total de 0,184 km³, y egresando 0,085 km³. El tiempo teórico de renovación calculado para el año 2020 fue de 1,7 años.

Tabla 61. Balance hidrológico (entradas y salidas de agua en el lago Natri).

Balance hidrológico		km ³ /año
Entradas	Ríos	0,165
	Precipitación	0,020
	Total	0,184
Salidas	Efluente río Natri	0,081
	Evaporación lago	0,005
	Total	0,085

Como el tiempo de renovación teórico calculado para el lago Natri fue de 1,7 años para el año 2020, no se consideró el aporte de PT desde la salmonicultura en balsas jaulas, dado a que su última producción se registró en el año 2017. La principal fuente de PT al lago Natri fue el uso de suelo con 4,6 ton al año 2020, equivalente al 89,2 % del total de los aportantes (Tabla 62). Del uso de suelo, fueron las praderas las que mayormente contribuyeron con PT al sistema lacustre (Figura 75).

Tabla 62. Entradas de PT (ton/año 2020, y su respectivo porcentaje de contribución) al lago Natri.

Fuente	PT (ton/año)	%
Balsas jaulas	0	0,0
Uso suelo	4,6	89,2
Precipitación	0,4	7,1
Población	0,2	3,7
TOTAL	5,1	100

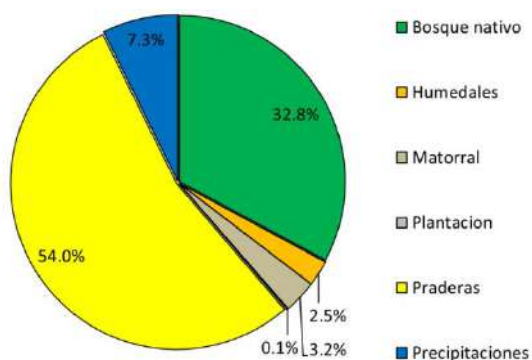


Figura 75. Contribuci3n de PT seg3n uso de suelo y cobertura vegetal para el lago Natri durante el a3o 2020.

De acuerdo al balance de PT se calcul3 una carga de 2 ton para el a3o 2020, ingresando 5 ton, egresando 1 ton, y sedimentando 5 ton, equivalente a un porcentaje de sedimentaci3n de 90 % (Tabla 63).

Tabla 63. Balance de f3sforo total (PT) en lago Natri.

PT en lago (ton/a3o)	Ingreso (ton/a3o)	Egreso (ton/a3o)	Sedimentaci3n (ton/a3o)	Porcentaje de sedimentaci3n
2	5	1	5	90

Lago San Antonio

1. Evaluaci3n del estado ambiental del lago

1.1 Variables bi3ticas y abi3ticas en la columna de agua

La columna de agua del San Antonio se encontr3 homog3nea (Figura 76), donde la temperatura y conductividad variaron levemente. La temperatura en superficie fue de 14,9 3C, para descender hasta los 12,2 3C. Por otro lado, la conductividad fluctu3 entre 26,6 y 29,1 3S/cm. Con respecto al ox3geno, durante la campaa el sensor present3 fallas en los registros.

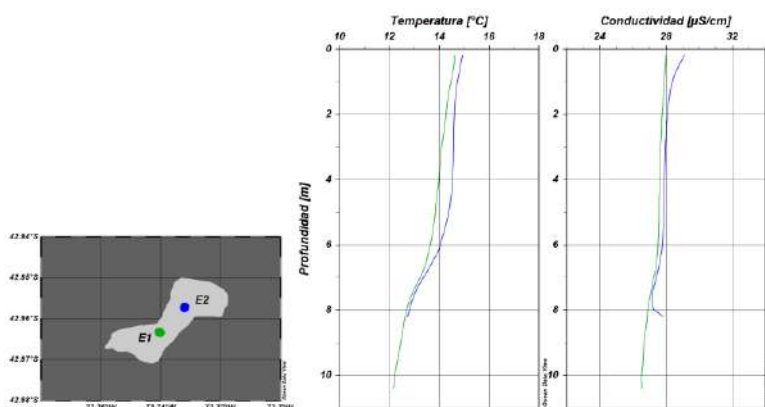


Figura 76. Perfiles de temperatura (3C) y conductividad (3S/cm) en las estaciones E1 (verde) y E2 (azul) del lago San Antonio.

En cuanto a los nitrogenados en el lago San Antonio, se encontraron distribuidos homogéneamente en la columna de agua (Figura 77a). El nitrógeno total presentó una baja variabilidad en la columna de agua, con concentraciones de 118,5 a 131,1 $\mu\text{g/L}$. El mayor constituyente del nitrógeno total fue el nitrato, con concentraciones que fueron de 117,2 a 129,9 $\mu\text{g/L}$. El N-NH_4 y N-NO_2 en el lago San Antonio estuvieron en bajas concentraciones, el N-NH_4 en todos los casos se encontró bajo el límite de detección y el nitrato fue inferior a los 1,2 $\mu\text{g/L}$. Los fosfatados por otra parte, presentaron bajas concentraciones (Figura 77b). El fósforo total presentó concentraciones inferiores a 2 $\mu\text{g/L}$, y el P-PO_4 en todos los casos estuvo bajo el límite de detección.

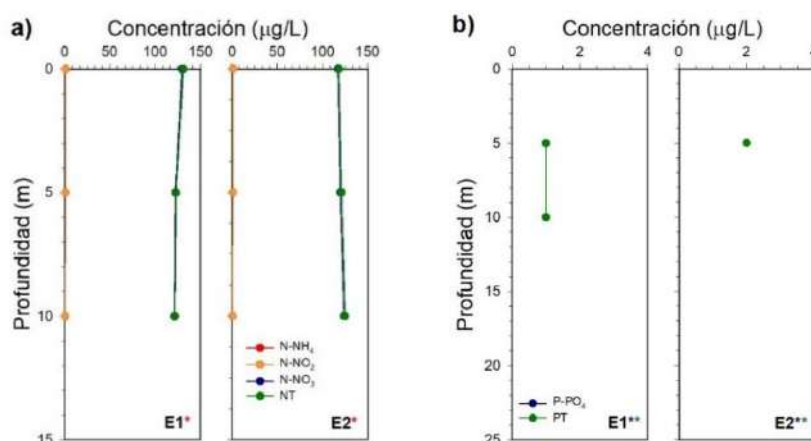


Figura 77. Concentraciones de nutrientes a profundidades discretas en las estaciones E1 y E2 del lago San Antonio. a) Concentraciones de N-NH_4 (rojo), N-NO_2 (naranja), N-NO_3 (azul) y nitrógeno total (verde). b) Concentraciones de P-PO_4 (azul) y fósforo total (verde). Asterisco, indica concentración bajo límite de detección en alguna profundidad, el color señala el analito.

En relación al DOC en el lago San Antonio, se observó una distribución relativamente homogénea en la columna de agua (Figura 78), con concentraciones que oscilaron entre 4,4 y 5 mg/L . Similar comportamiento fue distinguido en las intensidades de fluorescencias, con una distribución similar al comparar entre profundidades y estaciones de muestreo. En todos los casos dominó el constituyente similar a ácido húmico UVC, al igual que en todos los lagos Chilotes. Seguido por el componente similar a ácido húmico UVA. A diferencia del resto de lagos Chilotes, los ácidos húmicos presentaron muy bajas señales, en la mayoría de los casos fueron nulas.

Durante la primavera (6 de noviembre) en el lago San Antonio se registró una riqueza de 32 taxa, 18 Bacillariophyta, 2 Chlorophyta, 3 Charophyta, 2 Cyanobacteria, 1 Cryptophyta, 2 Dinophyta, y 3 Ochrophyta. Las especies más abundantes fueron *Aulacoseira distans* con entre el 19 a 45 % de la abundancia relativa y *Cryptomonas* spp de 14 a 39 % de abundancia relativa por estación. La densidad fitoplanctónica osciló entre ~9 mil y ~16 mil cél/l, la riqueza de taxa por estación osciló entre 11 a 19 especies por punto de muestreo. Se observó que generalmente la mayor densidad de fitoplancton se produjo a los 0 metros de profundidad (Tabla 64).

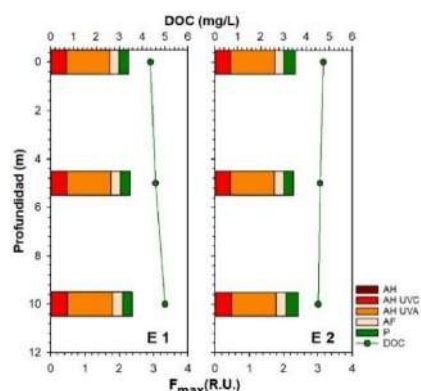


Figura 78. Concentración de carbono orgánico disuelto (mg/L) e intensidad de fluorescencia ($F_{\max}$ (R.U.)) a profundidades discretas en las estaciones E1 y E2 del lago San Antonio. AH: ácidos húmicos, AH UVC: ácidos húmicos UVC, AH UVA: ácidos húmicos UVA, AF: ácidos fúlvicos, P: proteína.

En primavera de 2020 en el lago San Antonio, se observó en el zooplancton una riqueza de 3 taxa junto con estadio nauplius de copépodos. La abundancia zooplanctónica osciló entre ~2 y ~6 ind/l, siendo *Bosmina chilensis* la especie dominante, así también *Daphia pulex* fue representativa en ambas estaciones de muestreo, por tanto, el grupo los branchiopoda ex calanoideos fueron el grupo dominante en las aguas del lago San Antonio. Cabe destacar que en la estación E1 fue la con mayor riqueza de taxa, presentando además de branchiopodos y estadios nauplii de copépodos, al rotífero *Kellicottia* sp. Este género de rotífero se presentó únicamente en este lago Chilote, en los lagos chilotes restantes el phylum rotífera estuvo representado por otros géneros (Tabla 65).

**Tabla 64.** Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo del lago San Antonio.

Lago San Antonio		E1						E2					
Phylum / Especie	Integrado (0-10m)		0m		10m			Integrado (0-10m)		0m		10m	
	cel/l		cel/l		cel/l			cel/l		cel/l		cel/l	
Bacillariophyta													
<i>Aulacoseira distans</i>	5.327	32	3.995	16	6.658	34	1.762	19	9.321	26	8.656	45	
<i>Cyclotella</i> sp	x	x	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-
<i>Achnanthes minutissimum</i>	-	-	-	-	-	-	587	6	1.332	4	666	3	
<i>Coconeis placentula sensu lato</i>	-	-	2.663	10	-	-	40	0,44	1.997	6	1.332	7	
<i>Amphora</i> spp	-	-	-	-	666	3	-	-	-	-	-	-	-
<i>Nitzschia</i> spp	-	-	-	-	-	-	40	0,44	-	-	-	-	-
<i>Denticula</i> spp	-	-	-	-	-	-	160	2	-	-	-	-	-
<i>Gomphonema</i> spp	40	0,24	-	-	-	-	-	-	160	0,45	40	0,21	
<i>Reimeria sinuata</i>	40	0,24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Cymbella cistula</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,11	-	-	
<i>Encyonema</i> sp	-	-	-	-	40	0,20	-	-	-	-	40	0,21	
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	666	2	-	-	
<i>Navicula</i> spp	40	0,24	40	0,16	-	-	-	-	666	2	-	-	
<i>Eunotia</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,11	40	0,21	
<i>Diatoma moniliformis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,11	-	-	
<i>Diatoma vulgare</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,11	-	-	
<i>Distionella germainii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	80	0,22	666	3	
<i>Tabellaria flocculosa</i>	720	4	2.201	9	-	-	400	4	80	0,22	1.480	8	
<i>Fragilaria crotonensis</i>	666	4	2.663	10,41	3.329	17	587	6	2.663	7	2.663	14	
Chlorophyta													
<i>Oocystis marssonii</i>	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sphaerocystis Schroeteri</i> s	1.240	7	2.081	8	-	-	-	-	2.321	6	840	4	
Charophyta													
<i>Cosmarium</i> sp	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gonatozygon aff pilosum</i>	-	-	40	0,16	-	-	40	0,44	-	-	-	-	-
<i>Elakathotrix gelatinosa</i>	-	-	-	-	1.572	8	-	-	-	-	80	0,41	
Cyanobacteria													
<i>Microcystis</i> sp	-	-	200	1	600	3	200	2	1.081	3	-	-	
<i>Pseudanabaena catenata</i>	-	-	-	-	880	4	-	-	-	-	-	-	
Cryptophyta													
<i>Cryptomonas</i> sp	4.661	28	9.987	39	4.661	24	2.937	32	9.321	26	2.663	14	
Dinophyta													
<i>Peridinium</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,11	-	-	
<i>Parvodinium umbonatum</i>	40	0,24	666	3	-	-	-	-	-	-	-	-	
Ochrophyta													
<i>Tribonema</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	120	1	
<i>Mallomonas</i> sp	1.997	12	40	0,16	666	3	x	x	1.997	6	-	-	
<i>Dinobryon divergens</i>	1.997	12	1.000	4	666	3	2.350	26	3.995	11	-	-	
Abundancia total	16.769		25.576		19.738		9.105		35.881		19.286		
Riqueza de taxa	14		12		10		13		19		13		

* El análisis cualitativo se representa con una x en la muestra integrada. La x representa un organismo presente en el análisis cualitativo que no se encontraba presente en el análisis cuantitativo.

Tabla 65. Composición taxonómica y abundancia de organismos zooplanctónicos en el lago San Antonio

Lago	San Antonio	
Estación / (estrato m)	E1 (0-8)	E2 (0-8)
Taxa	ind/l	ind/l
Arthropoda		
Nauplius	0,133	0
Arthropoda / Branchiopoda		
<i>Daphnia pulex</i>	1,333	0,746
<i>Bosmina (Liederosmina) chilensis</i>	4,599	1,343
Rotifera		
<i>Kellicottia</i> sp	0,133	0
Abundancia total por estación	6,198	2,089

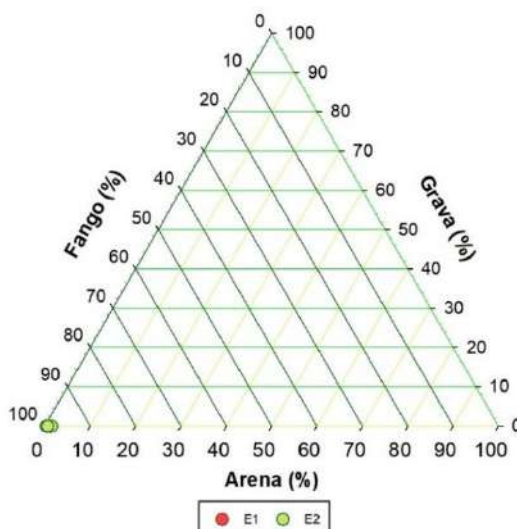
1.2 Variables sedimentológicas

Ambas estaciones de sedimento evaluadas se caracterizaron por su baja profundidad, como también por su alto contenido de materia orgánica, superior al límite de aceptabilidad estipulado para concesiones de acuicultura. Los valores de pH fueron inferiores a 7,1 y el redox positivo, sobre 136,5 mV. No se observaron diferencias de lo obtenido en ambas estaciones sedimentológicas (Tabla 66).

**Tabla 66.** Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio E1 y E2 del lago San Antonio.

Estación	Prof.	Materia orgánica (%)		pH		T° (C)		Redox (mV)	
	(m)	Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds
E1	10,6	38,9	1,3	6,3	0,1	15,1	0,4	155,6	6,4
E2	11,3	41,8	1,2	6,5	0,0	13,5	0,8	136,5	12,2

La composición textural de ambos sitios de estudio estuvo compuesta en su totalidad por fango (Figura 79).

**Figura 79.** Porcentaje de fango, arena y grava, en las estaciones sedimentológicas (E1 y E2) del lago San Antonio.

2. Estado trófico del lago

2.1. Trofía del lago

Las concentraciones de fósforo total en el lago San Antonio, estuvieron dentro de límites ultraoligotróficos (Figura 80), con concentraciones inferiores a los 2 µg/L. El color en el lago San Antonio fue elevado, con valores que superaron los 52,6 mg Pt/L. La relación entre ambas variables se relacionaría a un estado distrófico, señalando un predominio de materia orgánica de origen alóctono, por sobre la materia orgánica autóctona.

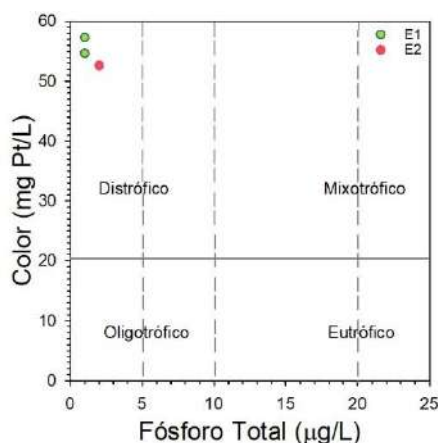


Figura 80. Modelo conceptual paradigma nutriente color para el lago San Antonio.

2.2. Balance hidrológico y de nutrientes del lago

En la Tabla 67 se visualizan las entradas y salidas de agua calculadas para el año 2020, ingresando un total de 0,033 km³, y egresando 0,044 km³. El tiempo teórico de renovación calculado para el año 2020 fue menor a 1 año.

Tabla 67. Balance hidrológico (entradas y salidas de agua en el lago San Antonio).

Balance hidrológico		km ³ /año
Entradas	Ríos	0,029
	Precipitación	0,005
	Total	0,033
Salidas	Efluente río Colú	0,042
	Evaporación del lago	0,002
	Total	0,044

De acuerdo a los registros de producción entregados por SERNAPESCA, las balsas jaulas produjeron alevines de salmónidos sólo hasta el año 2007. Por esta razón, y dado a que el tiempo teórico de renovación calculado fue menor a 1 año, es que no se consideró esta actividad como una fuente de aporte de PT al lago. La principal fuente de PT al lago fue el uso de suelo (Tabla 68), representado por el bosque nativo (46 %) y luego por las praderas (34 %) (Figura 81).

Tabla 68. Entradas de PT (ton/año 2020, y su respectivo porcentaje de contribución) al lago San Antonio.

Fuente	PT (ton/año)	%
Uso suelo	0,56	79
Precipitación	0,09	12
Población	0,07	9
TOTAL	0,7	100

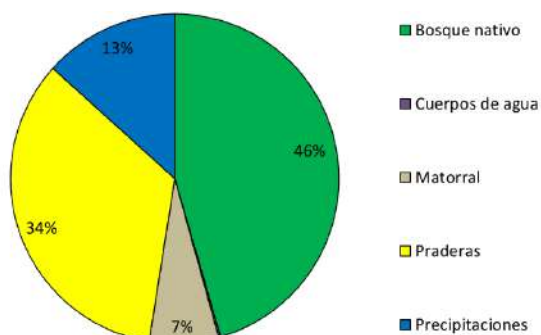


Figura 81. Contribución de PT según uso de suelo y cobertura vegetal para el lago San Antonio durante el año 2020.

De acuerdo al balance de PT se calculó una carga de 0,1 ton para el año 2020, ingresando 0,7 ton, egresando 0,2 ton, y sedimentando 0,5 ton, equivalente a un porcentaje de sedimentación de 67 % (Tabla 69).

Tabla 69. Balance de fósforo total (PT) en lago San Antonio.

PT en lago (ton/año)	Ingreso (ton/año)	Egreso (ton/año)	Sedimentación (ton/año)	Porcentaje de sedimentación
0,1	0,7	0,2	0,5	67

Lago Yelcho

1. Evaluación del estado ambiental del lago

1.1 Variables bióticas y abióticas en la columna de agua

La columna de agua del lago Yelcho se encontró estratificada térmicamente (Figura 82), pero sin registrar formación de termoclina. En el epilimnion la temperatura fluctuó entre 11,3 y 12,7 °C, para luego descender con la profundidad, alcanzando 8,2 °C en la estación con mayor profundidad (C2). El oxígeno en la estación 101522 se encontró distribuido homogéneamente en toda la columna de agua, con concentraciones cercanas a 10,4 mg/L. En cambio, la estación C2 en superficie presentó concentraciones cercanas a 10,1 mg/L, para incrementar su concentración alrededor de los 50 m y luego descender con la profundidad, hasta alcanzar 9,1 mg/L. En relación a la conductividad, el sensor registro valores erróneos.

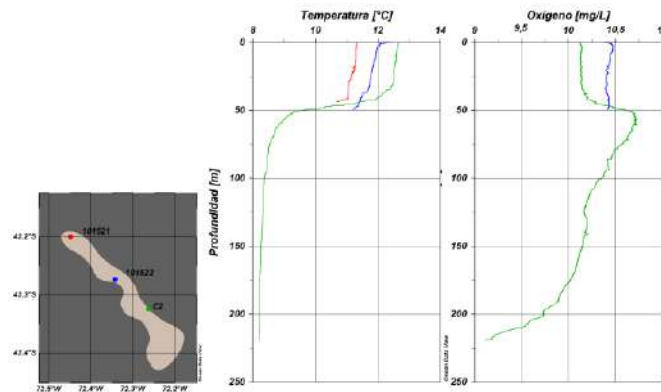


Figura 82. Perfiles de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) y oxígeno (mg/L) en las estaciones 101521 (rojo), 101522 (azul) y C2 (verde) en el lago Yelcho.

En cuanto a los nitrogenados en el lago Yelcho, presentaron diferente distribución entre estaciones (Figura 83a). En la estación más profunda (C1), el NT fue menor en superficie y estuvo conformado principalmente por N-NH_4 , mientras que en profundidad incremento la concentración de NT y su principal constituyente fue el nitrato. Por otro lado, en las estaciones más someras (101521 y 101522), el nitrógeno total y el N-NH_4 se encontraron bajo el límite de detección en todas las profundidades analizadas, y las concentraciones de nitrato alcanzaron los $5,2 \mu\text{g/L}$. El nitrato en todas las estaciones presentó bajas concentraciones, inferiores a $0,6 \mu\text{g/L}$.

Por otro lado, los fosfatados no presentaron un patrón claro entre las diferentes estaciones del lago Yelcho (Figura 83b). Las concentraciones de fósforo total fueron de $< 0,4$ a $11 \mu\text{g/L}$, y las concentraciones de P-PO_4 fueron inferior a $9,1 \mu\text{g/L}$. El fósforo total y P-PO_4 en la estación C1, en la mayoría de los casos estuvieron bajo el límite de detección.

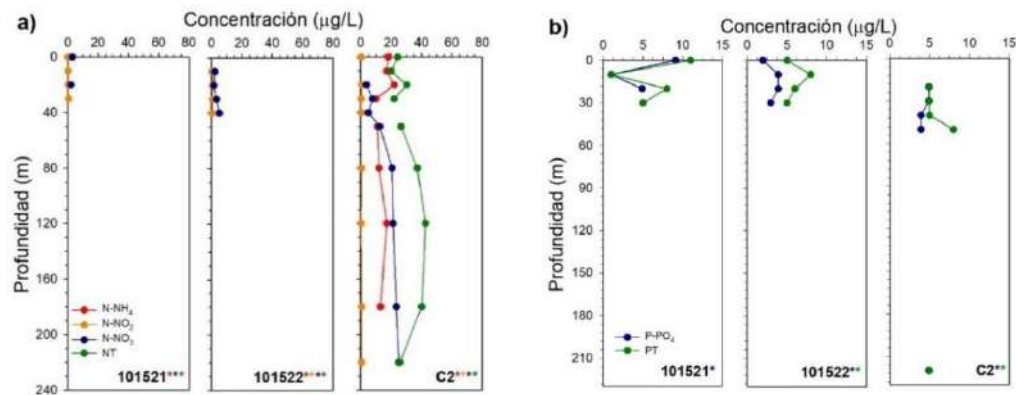


Figura 83. Concentraciones de nutrientes a profundidades discretas en las estaciones 101521, 101522 y C2 del lago Yelcho. a) Concentraciones de N-NH_4 (rojo), N-NO_2 (naranja), N-NO_3 (azul) y nitrógeno total (verde). b) Concentraciones de P-PO_4 (azul) y fósforo total (verde). Asterisco, indica concentración bajo límite de detección en alguna profundidad, el color señala el analito.



Durante primavera tardía (15 y 16 de diciembre) en la columna de agua del lago Yelcho se encontraron 43 taxa, de los cuales 21 correspondieron a Bacillariophyta, 1 Rhodophyta, 5 Chlorophyta, 7 Charophyta, 1 Cianobacteria, 1 Cryptophyta, 4 Dinophyta, y 3 Ochrophyta. Las Bacillariophyta fueron el grupo más diverso y abundante en el fitoplancton, principalmente *Tabellaria flocculosa* var *andina*, *Fragillaria tenera* y *F. crotonensis*, además de *Asterionella formosa*. Se registró una Cianobacteria potencialmente nociva *Dolichospermum* spp, también se destaca la presencia de *Ceratium hirundinella*, aun cuando se registran en baja proporción. Este lago se encuentra dentro del área plaga para *Didymo*, más no se encontraron células de esta especie en las estaciones de muestreo evaluadas. La densidad celular osciló entre las 60 mil y 180 mil cél/l, la estación 101521 fue la que reportó las menores densidades presentando una mayor densidad en lo profundo de la estación de muestreo, las estaciones C2 y 101522 presentaron una distribución vertical de las densidades más homogénea (Tabla 71).

Tabla 70. Composición taxonómica y abundancia de organismos zooplanctónicos en el lago Yelcho.

Estación / (estrato m)	101522 (0-40)	101521 (0-30)	C2 (0-60)
Taxa	ind/l	ind/l	ind/l
Arthropoda / Copepoda			
<i>Boeckella gracilipes</i>	2,312	1,926	5,324
hembra con huevos	0,111	0,560	0
<i>Mesocyclops araucanus</i>	0,167	0,665	0,690
Nauplius	0,863	1,471	0,073
Arthropoda / Branchiopoda			
<i>Bosmina (Liederobosmina) chilensis</i>	0	0,035	0
Rotifera			
<i>Kellicottia sp</i>	0,362	0,245	0,200
<i>Conochilus unicornis</i>	0	0,035	0
Abundancia total por estación	3,816	4,937	6,287

En el zooplancton del lago Yelcho durante primavera de 2020 se registraron 5 taxa más estadios nauplii de copépodos y hembras con huevos de *Boeckella gracilipes*. La abundancia zooplanctónica osciló entre ~4 y 6 ind/l, la distribución de abundancias de las especies fue similar en 101522 y C2, más en 101521 se registró también la presencia del branchiopodo ex calanoideo *Bosmina chilensis* y el rotífero *Conochilus unicornis*. El plancton estuvo dominado por los copépodos, principalmente por *Boeckella gracilipes*, con menor abundancia, pero presentes en todas las estaciones de muestreo se registró a *Mesocyclops araucanus* y estadios nauplii. Otro representante que estuvo distribuido uniformemente en el lago fue *Kellicottia sp*. (Tabla 70).



Tabla 71. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo del lago Yelcho.

Lago Yelcho	101521										C2										101522														
Phylum / Especie	Integrado (0-30m)		0m		10m		20m		30m		Integrado (0-40m)		0m		10m		20m		40m		Integrado (0-40m)		0m		10m		20m		40m		Peak				
	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%	cel/l	%			
Bacillariophyta																																			
<i>Aulacoseira granulata</i>	4.882	7	3.721	5	3.801	5	5.682	9	4.642	4	2.881	2	2.361	1	2.955	2	2.641	2	3.401	3	4.121	2	1.120	1	4.882	3	4.882	2	2.081	1	4.241	3			
<i>Melosira varians</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	160	0,11	-	-	-	-	-	-	80	0,06	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
<i>Cyclotella spp</i>	1.332	2	5.992	9	1.332	2	1.997	3	1.997	2	666	0,46	1.332	1	1.332	1	2.663	2	2.663	2	1.997	1	666	1	2.663	1	666	0,33	1.332	1	666	0,45			
<i>Urosolenia cf. eriensis</i>	9.987	14	4.661	7	1.332	2	3.995	6	5.327	5	1.332	1	3.329	2	1.332	1	3.329	2	2.663	2	5.992	3	3.329	3	3.995	2	7.324	4	1.997	1	1.332	1			
<i>Nitzschia spp</i>	40	0,06	-	-	-	-	-	40	0,06	40	0,04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,02	-	-	-	-		
<i>Gomphonema parvulum</i>	-	-	-	-	-	-	40	0,06	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,02	-	-	-	-		
<i>Gomphonema minuta</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	40	0,02	42	0,03	-	-	240	0,19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Navicula spp</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Epithemia sp</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,02	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Surirella sp</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Odontidium mesodon</i>	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	666	0,41	-	-		
<i>Fragilaria tenera</i>	30.628	44	27.299	40	35.954	51	37.286	56	59.258	55	17.977	12	17.977	11	20.640	15	19.975	13	23.304	18	29.296	16	15.314	12	39.283	21	19.309	10	31.959	20	11.985	8	-		
<i>Fragilaria crotonensis</i>	10.403	15	10.603	16	16.005	23	4.802	7	19.006	18	7.923	5	3.601	2	10.403	7	3.481	2	3.921	3	20.607	11	1.000	1	6.162	3	4.602	2	9.403	6	4.401	3	-		
<i>Meridion circulare</i>	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Asterionella formosa</i>	840	1	3.481	5	720	1	520	1	2.481	2	1.641	1	3.081	2	3.620	3	1.881	1	2.481	2	440	0,24	720	1	640	0,34	1.601	1	880	1	1.240	1	-		
<i>Diatoma sp</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Diatoma moniliformis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,03	40	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Distirionella germainii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,02	-	80	0,05	-	-	40	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Tabellaria flocculosa var. andina</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	107.835	74	126.921	78	98.874	70	119.559	75	83.907	66	121.560	66	98.272	80	128.762	69	158.972	80	111.356	68	122.680	83	-		
<i>Tabellaria flocculosa</i>	8.883	13	10.203	15	9.323	13	9.643	15	9.923	9	x	x	-	-	42	0,03	-	-	400	0,32	-	-	-	-	-	-	-	-	120	0,07	-	-	-	-	
<i>Ulnaria ulna</i>	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,03	40	0,02	-	-	-	-	120	0,10	-	-	-	-	-	-	-	40	0,02	40	0,02	-	-	-	
Rhodophyta																																			
<i>Audouiniella sp</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	80	0,06	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Chlorophyta																																			
<i>Eudorina sp</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Sphaerocystis Schroeteri</i>	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	2.881	2	3.321	2	1.456	1	4.201	3	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.332	1	-	-	-	-	-	-	1.332	1	160	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Oocystis lacustris</i>	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.332	1	-	-		
<i>Nephrocitium lunatum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	160	0,10	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Charophyta																																			
<i>Closterium acutum var. variabile</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	80	0,06	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Cosmarium sp</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Cosmarium phaseolus</i>	x	x	-	-	-	-	-	-	-	666	1	x	x	40	0,02	42	0,03	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Staurodesmus sp</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Mougeotia sp</i>	200	0,29	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	83	0,06	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Zygnema sp</i>	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Elakathotrix gelatinosa</i>	80	0,12	360	1	-	-	-	-	-	80	0	80	0,06	80	0,05	-	-	-	-	320	0,25	-	-	80	0,07	-	-	-	-	80	0,05	-	-	-	-
Cyanobacteria																																			
<i>Dolichospermum spp</i>	-	-	1.400	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.921	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cryptophyta																																			
<i>Cryptomonas sp</i>	666	1	40	0,06	666	1	1.997	3	1.997	2	666	0,46	-	-	42	0,03	120	0,08	1.332	1	-	-	-	-	-	-	-	1.332	1	1.332	1	666	0,45	-	-
Dinophyta																																			
<i>Gimnodinium sp</i>	40	0,06	-	-	40	0,06	40	0,06	-	-	-	-	-	-	-	-	80	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Ceratium hirundinella</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	42	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Peridinium willei</i>	40	0,06	-	-	-	-	-	-	-	-	80	0,06	-	-	-	-	42	0,03	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	40	0,03	-	-
<i>Parvodinium umbonatum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	666	0,47	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Ochromytha																																			
<i>Synura sp</i>	600	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Dinobryon divergens</i>	666	1	-	-	666	1	-	-	1.332	1	666	0,46	666	0,41	-	-	1.332	1	-	-	666	0,36	120	0,10	1.332	1	666	0,33	-	-	-	-	-	-	-
Abundancia total	69.287		67.761		69.839		66.042		108.160		144.907		162.829		141.569		159.583		126.324		184.880		122.542		187.759		199.472		162.578		147.251				
Riqueza de taxa	22		10		10		11		15		20		14		15		15		17		16		10		9		12		13		9				

* El análisis cualitativo se representa con una x en la muestra integrada. La x representa un organismo presente en el análisis cualitativo que no se encontraba presente en el análisis cuantitativo.

1.2 Variables sedimentológicas

Ambas estaciones sedimentológicas presentaron un mínimo porcentaje de materia orgánica (0,1 %). En tanto el pH registrado tendió a la acidificación (fuera del límite de aceptabilidad), y el redox superior a 203,2 mV (Tabla 72). No se observaron diferencias entre ambas estaciones de estudio.

Tabla 72. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 101522 y 101521 del lago Yelcho.

Estación	Prof.	Materia orgánica (%)		pH		T° (C)		Redox (mV)	
	(m)	Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds
101522	19	0,1	0,0	6,0	0,2	12,7	0,4	203,2	10,7
101521	28	0,1	0,0	6,2	0,3	11,7	0,8	224,4	20,1

La composición textural de las estaciones de muestreos estuvo representada principalmente por fango (83 a 98%) (Figura 84).

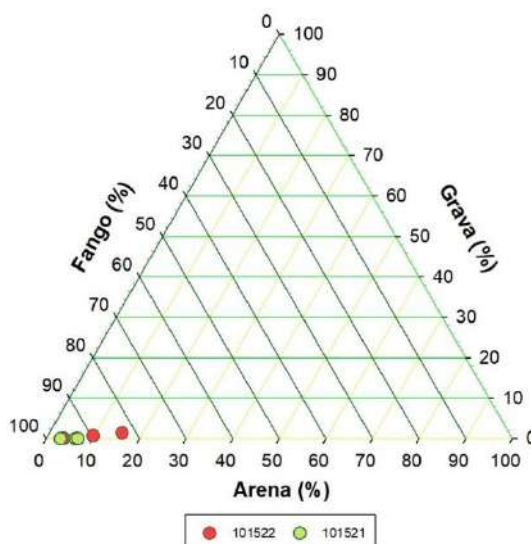


Figura 84. Porcentaje de fango, arena y grava, en las estaciones sedimentológicas (101522 y 101521) del lago Yelcho.

2. Estado trófico y capacidad de carga del lago

2.1. Trofía del lago

En el lago Yelcho los valores de transparencia se encontraron asociados a rangos mesotróficos en todos los casos (Figura 85a). Las concentraciones de nitrógeno total en el lago Yelcho fueron bajas (< 24,8 µg/L) (Figura 85b), en la mayoría de los casos no superaron el límite de detección (0,4 µg/L). Por otro lado, las concentraciones de fósforo total fueron más variables, fluctuando entre rangos ultraoligotróficos y mesotróficos. Mientras que las concentraciones de clorofila en el lago Yelcho se encontraron dentro de límites ultraoligotróficos.

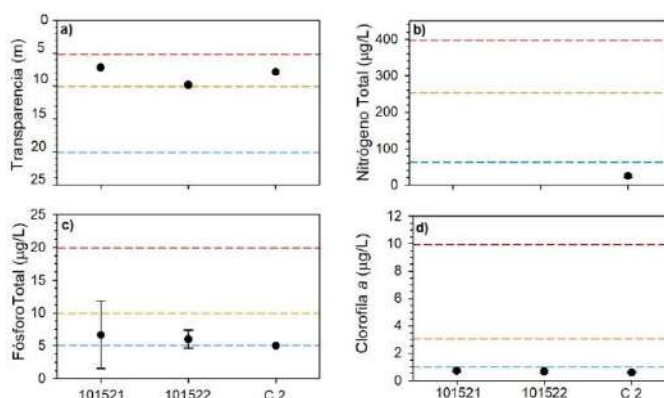


Figura 85. a) Transparencia (m) y concentraciones promedio de b) nitrógeno total ($\mu\text{g/L}$), c) fósforo total ($\mu\text{g/L}$) y d) clorofila ($\mu\text{g/L}$) en zona fótica de las estaciones 101521, 101522 y C2 del lago Yelcho. Línea punteada indica límite para siguiente estado trófico (azul: oligotrófico, naranja: mesotrófico, rojo: eutrófico).

2.2. Capacidad de carga del lago

De acuerdo al valor promedio de PT muestreado en la columna de agua ($5,0 \mu\text{g/L}$), el lago habría recibido 120 ton de PT durante el año 2020. De acuerdo al modelo de la OECD (1980), el lago aún tendría capacidad para recibir aportes de PT (240 ton) previo a alcanzar los $10 \mu\text{g/L}$ de PT en la columna de agua (Tabla 73).

Tabla 73. Carga actual y crítica de PT en lago Yelcho.

Carga	PT ($\mu\text{g/L}$)	Carga de PT (ton/año 2020)
Carga actual	5,0	120
Carga crítica	10	240

2.3. Balance hidrológico y de nutrientes del lago

En la Tabla 74 se visualizan las entradas y salidas de agua calculadas para el año 2020, ingresando un total de $10,37 \text{ km}^3$, y egresando $17,51 \text{ km}^3$. De acuerdo a estos cálculos, ingresó menos agua de lo que salió, lo que puede estar indicando que la metodología empleada para el cálculo de las entradas de agua no es el más óptimo. Cabe recordar que gran parte de la cuenca lacustre se encuentra en la zona de argentina, por lo que no se cuenta con el nivel de detalle necesario para afinar la metodología. El tiempo teórico de renovación calculado para el año 2020 fue de 1,7 años.

Tabla 74. Balance hidrológico (entradas y salidas de agua en el lago Yelcho).

Balance hidrológico		$\text{km}^3/\text{año}$
Entradas	Ríos	9,94
	Precipitación	0,43
	Total	10,37
Salidas	Efluente lago Yelcho	17,27
	Evaporación del lago	0,25
	Total	17,51



Como la principal entrada de PT al lago Yelcho se identificó al uso de suelo, representando un 98,3 % del total de aportantes de PT (Tabla 75). Se identificó a la pradera como el uso de suelo con mayores aportes de PT al lago (Figura 86). De acuerdo a los datos de producción entregados por SERNAPESCA, la última producción de alevines en balsas jaulas en dicho lago ocurrió en el año 2011. Ante ello, no se incorporó esta actividad en el cálculo de entradas de PT al lago.

Tabla 75. Entradas de PT (ton/año 2020, y su respectivo porcentaje de contribución) al lago Yelcho.

Fuente	PT (ton/año)	%
Balsas jaulas	0,0	0,0
Uso suelo	451,6	98,3
Precipitación	7,8	1,7
Población	0,1	0,0
TOTAL	459,6	100

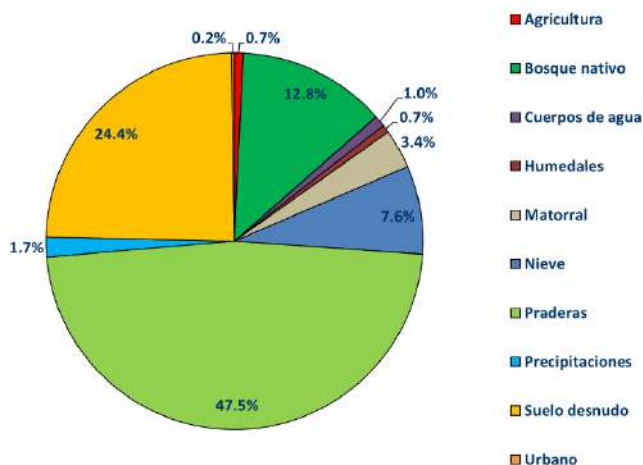


Figura 86. Contribución de PT según uso de suelo y cobertura vegetal para el lago Yelcho durante el año 2020.

De acuerdo al balance de PT se calculó una carga de 90 ton para el año 2020, ingresando 460 ton, egresando 86 ton, y sedimentando 373 ton, equivalente a un porcentaje de sedimentación de 81 % (Tabla 76).

Tabla 76. Balance de fósforo total (PT) en lago Yelcho.

PT en lago (ton/año)	Ingreso (ton/año)	Egreso (ton/año)	Sedimentación (ton/año)	Porcentaje de sedimentación
90	460	86	373	81

Lago Riesco

1. Evaluación del estado ambiental del lago

1.1. Variables bióticas y abióticas en la columna de agua

La temperatura en el lago Riesco osciló dentro de un amplio rango (Figura 87), registrándose el comienzo de la estratificación térmica de la columna de agua. En superficie la temperatura fluctuó entre 14 y 17,7 °C, para luego descender hasta cerca de los 6°C en profundidad. Por otro lado, el oxígeno fue de 12,3 a 8,9 mg/L. En la estación 110038, el oxígeno presentó una distribución más homogénea en la columna de agua. A diferencia de la estación 110048, que cerca de los 30 m de profundidad, la concentración de oxígeno comenzó a descender, alcanzando los 8,9 mg/L en profundidad. Con respecto a la conductividad, el sensor presentó problemas en su funcionamiento.

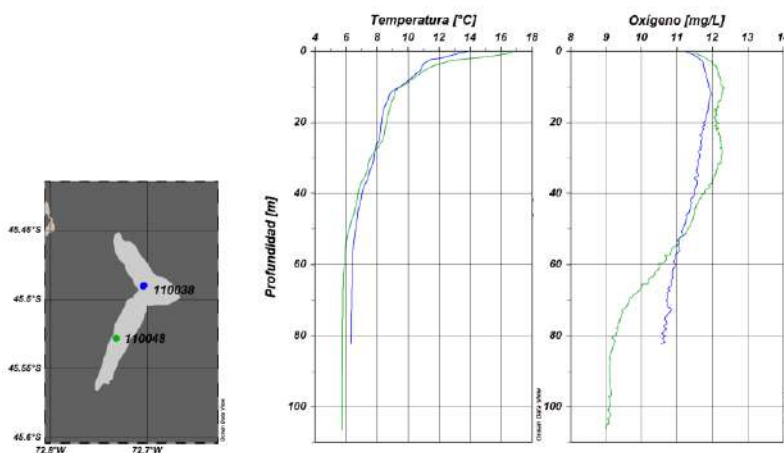


Figura 87. Perfiles de temperatura (°C), oxígeno (mg/L) y conductividad (µS/cm) en las estaciones 110038 (azul) y 110048 (verde) en el lago Riesco.

En el lago Riesco, las concentraciones de nitrógeno total estuvieron mayoritariamente bajo el límite de detección, registrando mayores concentraciones asociado muestras de profundidad (80 y 100 m) (Figura 88a). Similar situación ocurrió con el N-NO₃, donde la mayoría de las profundidades las concentraciones estuvieron bajo el límite de detección, para registrar desde los 40 m, en la estación 110030 y desde los 80m en la estación 11048. Las concentraciones de nitrito fueron inferiores a los 0,6 µg/L, y el amonio en todas las profundidades se encontró bajo los límites de detección.

En el caso de los fosfatados, las concentraciones de fósforo total fueron de < 0,4 a 11 µg/L, encontrándose constituido principalmente por P-PO₄ (Figura 88b). En varias profundidades las concentraciones estuvieron bajo el límite de detección, principalmente asociado al estrato más superficial.

Durante la primavera tardía del año 2020 (6 y 7 de diciembre) en el lago Riesco se registraron 30 taxones de organismos fitoplanctónicos, de los cuales hubo 18 Bacillariophyta, 4 Chlorophyta, 1 Cryptophyta, 1 Dinophyta, y 1 Ochrophyta. La especie más abundante fue *Tabellaria flocculosa* var andina y en co-dominancia generalmente con *Dinobryon divergens*. Otras diatomeas como *Urosolenia*

eriansis y *Discotella pseudostelligera*. Respecto de la distribución vertical generalmente se observó una mayor densidad en las muestras asociadas a la mayor profundidad (40 m). No se registraron especies potencialmente tóxicas (Tabla 78).

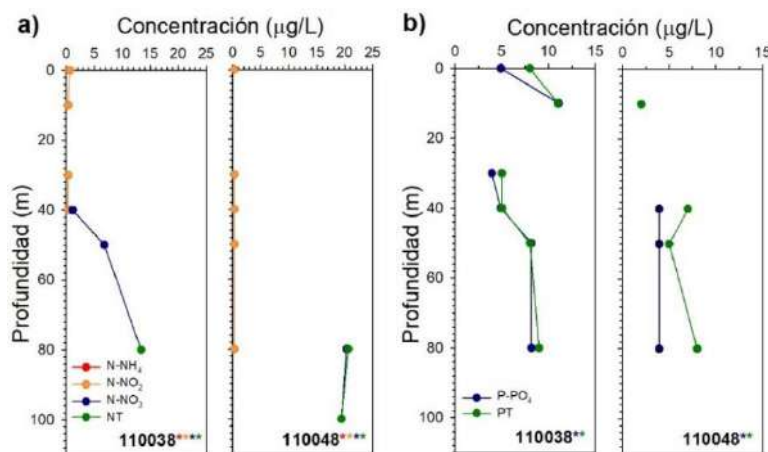


Figura 88. Concentraciones de nutrientes a profundidades discretas en las estaciones 130038 y 110048 del lago Riesco. a) Concentraciones de N-NH₄ (rojo), N-NO₂ (naranja), N-NO₃ (azul) y nitrógeno total (verde). b) Concentraciones de P-PO₄ (azul) y fósforo total (verde). Asterisco, indica concentración bajo límite de detección en alguna profundidad, el color señala el analito.

El zooplancton del lago Riesco durante la primavera de 2020 presentó 8 taxa más estadios nauplii de copépodos y hembras con huevo de *Boeckella gracilipes*. La abundancia zooplanctónica osciló entre ~7 y ~10 ind/l. La especie dominante del zooplancton fue *Boeckella gracilipes* (Tabla 77).

Tabla 77. Composición taxonómica y abundancia de organismos zooplanctónicos en el lago Riesco.

Lago	Riesco	
Estación / (estrato m)	110048 (0-60)	110038 (0-60)
Taxa	ind/l	ind/l
Arthropoda / Copepoda		
<i>Boeckella gracilipes</i>	4,569	6,316
hembra con huevos	0,103	0,076
<i>Parabroteas sarsi</i>	0,001	0,002
<i>Mesocyclops araucanus</i>	0,017	0
Nauplius	1,379	0,209
Arthropoda / Branchiopoda		
<i>Daphnia pulex</i>	0,034	0,076
<i>Bosmina (Liederobosmina) chilensis</i>	0,155	0,114
Rotifera		
<i>Kellicottia sp</i>	0,431	3,054
<i>Syncaeta pectinata</i>	0,500	0,057
<i>Conochilus unicornis</i>	0,086	0,038
Abundancia total por estación	7,277	9,940

**Tabla 78.** Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo del lago Riesco.

Lago Riesco	110038										110048									
Phyllum / Especie	Integrado (0-40m)		0m		10m		20m		40m		Integrado (0-40m)		0m		10m		20m		40m	
	cel/l	%	cel/l		cel/l		cel/l		cel/l		cel/l		cel/l		cel/l		cel/l		cel/l	
Bacillariophyta																				
Aulacoseira granulata	600	1	-	-	760	1	1.400	3	880	4	840	2	x	-	800	1	1.080	1	640	4
Discostella pseudostelligera	3.329	5	6.658	10	3.329	5	3.995	8	1.332	6	3.995	8	666	1	11.319	14	1.997	2	1.332	7
Cyclotella ocellata	333	0,49	-	-	-	-	399	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Urosolenia eriensis	4.661	7	2.663	4	5.992	9	5.992	12	-	-	3.995	8	3.995	6	4.661	6	6.658	8	-	-
Achnanthis minutissimum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	666	1	-	-
Nitzschia spp	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	80	0,10	-	-
Gomphonema spp	40	0,06	-	-	-	-	40	0,08	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	80	0,44
Encyonema sp	-	-	-	-	-	-	40	0,08	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Epithemia sp	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Odontidium mesodon	x	x	-	-	666	1	-	-	40	0,17	80	0,16	-	-	-	-	666	1	-	-
Fragilaria spp	1.997	3	666	1	666	1	-	-	666	3	-	-	1.332	2	6.658	8	1.997	2	666	4
Fragilaria crotonensis	-	-	-	-	-	-	3.329	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Distirionella germainii	x	x	-	-	320	0	760	1	160	1	520	1	x	-	120	0,15	1.332	2	40	0
Asterionella formosa	1.280	2	-	-	2.721	4	680	1	-	-	400	1	160	0	840	1	160	0,20	2.561	14
Tabellaria flocculosa var. andina	35.932	53	23.488	37	40.493	59	32.531	63	18.406	76	27.409	55	10.123	15	39.533	48	62.020	77	12.884	71
Tabellaria flocculosa	1.480	2	680	1	4.481	7	160	0,31	-	-	640	1	x	-	6.442	8	1.801	2	-	-
Hannaea arcus	80	0,12	40	0,06	-	-	666	1	-	-	280	1	-	-	40	0,05	40	0,05	40	0,22
Ulnaria ulna	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,05	-	-
Chlorophyta																				
Eudorina sp	x	x	-	-	-	-	560	1	640	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sphaerocystis schroeteri	-	-	480	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	320	0,39	-	-	-	-
Dictyosphaerium pulchellum *	x	x	-	-	2.241	3	-	-	520	2	1.160	2	-	-	6.658	8	1.280	2	-	-
Nephrocystium lunatum	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
Charophyta																				
Staurodesmus sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,06	-	-	-	-	-	-
Cosmarium sp	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mougeotia sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,05	-	-
Sirogonium sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
Elakathotrix gelatinosa	160	0,24	880	1	80	0,12	-	-	-	-	240	0,48	80	0,12	400	0,49	-	-	-	-
Cryptophyta																				
Cryptomonas sp	120	0,18	-	-	-	-	40	0,08	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dinophyta																				
Peridinium sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	0,05	-	-
Ochrophyta																				
Dinobryon divergens	17.977	26	28.630	45	6.658	10	666	1	1.480	6	10.653	21	49.270	75	3.995	5	280	0,35	-	-
Abundancia total	67.990		64.186		68.408		51.259		24.125		50.213		65.666		81.787		80.178		18.243	
Riqueza de taxa	21		9		12		15		9		12		8		13		17		8	

* El análisis cualitativo se representa con una x en la muestra integrada.

La x representa un organismo presente en el análisis cualitativo que no se encontraba presente en el análisis cuantitativo.

1.2. Variables sedimentológicas

Ambas estaciones de estudio se caracterizaron por su baja profundidad (menor a 15 m), en tanto el pH fue menor a 7,1, y el redox positivo, sobre los 166,5 mV (Tabla 79).

Tabla 79. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio 110038 y 110048 del lago Riesco.

Estación	Prof.	Materia orgánica (%)		pH		T° (C)		Redox (mV)	
	(m)	Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds
110038	15	6,0	1,7	6,9	0,2	11,3	0,7	258,8	60,6
110048	14	12,6	7,6	5,8	0,2	15,5	0,5	166,5	82,5

La composición del sedimento en las estaciones de estudio fue más dispersa, con una predominancia de fango en la estación 110038, salvo en un punto de muestreo con un alto porcentaje de arena. En tanto la estación 110048 estuvo compuesta por fango (entre 50 a 95 %) y arena (entre 4 a 45 %) (Figura 89).

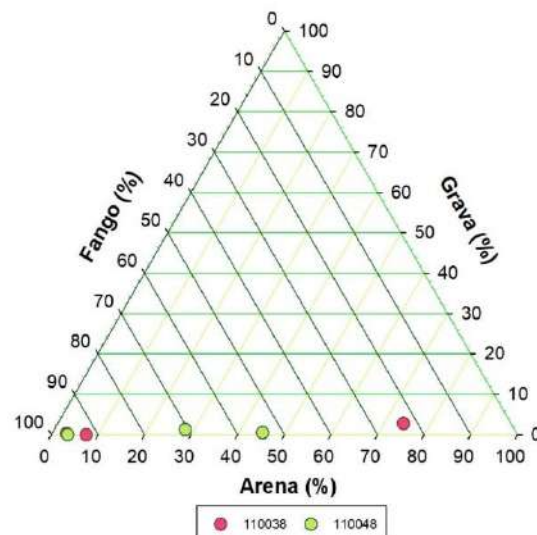


Figura 89. Porcentaje de fango, arena y grava, en las estaciones sedimentológicas (110038 y 110048) del lago Riesco.

2. Estado trófico y capacidad de carga del lago

2.1. Trofía del lago

La transparencia registrada para el lago Riesco fue reducida, asociada a rangos mesotróficos (Figura 90a). Las concentraciones de nitrógeno total estuvieron bajo el límite de detección (10 µg/L). El fósforo total en la estación 110038 se distribuyó en rangos oligotróficos a mesotrófico (Figura 90b), mientras que la estación 110048 dentro de límites ultraoligotróficos. Las concentraciones de clorofila total en la zona fótica estuvo en rangos ultraoligotróficos (Figura 90c).

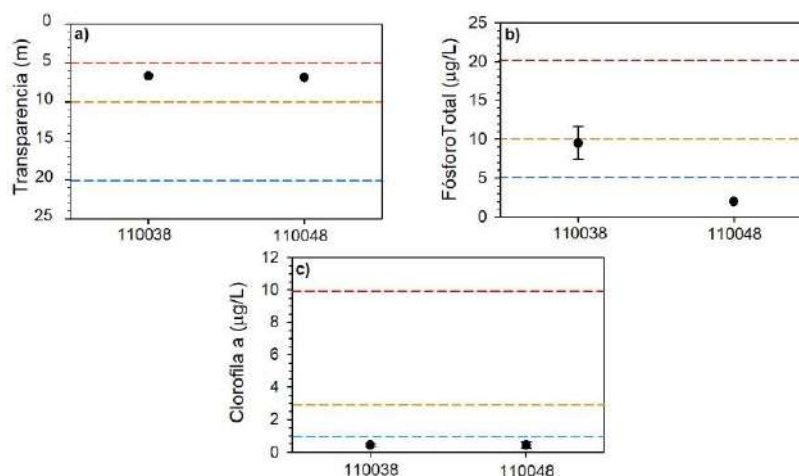


Figura 90. a) Transparencia (m) y concentraciones promedio de b) fósforo total ($\mu\text{g/L}$) y c) clorofila ($\mu\text{g/L}$) en zona fótica de las estaciones 110038 y 110048 del lago Riesco. Línea punteada indica límite para siguiente estado trófico (azul: oligotrófico, naranja: mesotrófico, rojo: eutrófico).

2.2. Capacidad de carga del lago

De acuerdo al valor promedio de PT muestreado en la columna de agua ($5,1 \mu\text{g/L}$), el lago habría recibido 11 ton de PT durante el año 2020. De acuerdo al modelo de la OECD (1980), el lago aún tendría capacidad para recibir aportes de PT (21 ton) previo a alcanzar los $10 \mu\text{g/L}$ de PT en la columna de agua (Tabla 80).

Tabla 80. Carga actual y crítica de PT en lago Riesco.

Carga	PT ($\mu\text{g/L}$)	Carga de PT (ton/año 2020)
Carga actual	5,1	11
Carga crítica	10	21

2.3. Balance hidrológico y de nutrientes del lago

En la Tabla 81 se visualizan las entradas y salidas de agua calculadas para el año 2020, ingresando un total de $1,61 \text{ km}^3$, y egresando $1,57 \text{ km}^3$. El tiempo teórico de renovación calculado para el año 2020 fue menor a 1 año.

Tabla 81. Balance hidrológico (entradas y salidas de agua en el lago Riesco).

Balance hidrológico		$\text{km}^3/\text{año}$
Entradas	Ríos	1,58
	Precipitación	0,03
	Total	1,61
Salidas	Efluente lago	1,34
	Evaporación lago	0,23
	Total	1,57



Como principal entrada de PT al lago Riesco se identificó al uso de suelo, contribuyendo con 35,8 ton durante el año 2020 (Tabla 82). Según uso de suelo y cobertura vegetal, la nieve contribuyó con gran cantidad de PT (Figura 91). Las balsas jaulas aportaron con 4,4 ton. Durante el 2020, tres concesiones registraron producción (110037, 110038, y 110048) con 472,1 ton.

Tabla 82. Entradas de PT (ton/año 2020, y su respectivo porcentaje de contribución) al lago Riesco.

Fuente	PT (ton/año)	%
Balsas jaulas	4,4	10,7
Uso suelo	35,8	87,7
Precipitación	0,6	1,4
Población	0,0	0,1
TOTAL	40,9	100

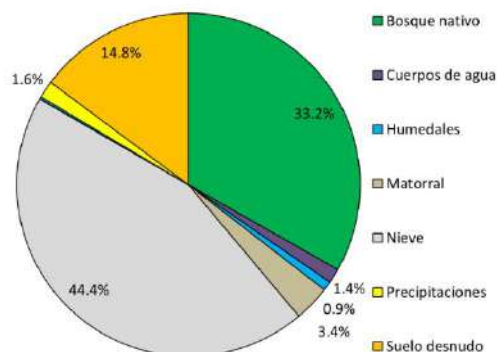


Figura 91. Contribución de PT según uso de suelo y cobertura vegetal para el lago Riesco durante el año 2020.

De acuerdo al balance de PT se calculó una carga de 5,3 ton para el año 2020, ingresando 41 ton, egresando 7 ton, y sedimentando 34 ton, equivalente a un porcentaje de sedimentación de 83 % (Tabla 83).

Tabla 83. Balance de fósforo total (PT) en lago Riesco.

PT en lago (ton/año)	Ingreso (ton/año)	Egreso (ton/año)	Sedimentación (ton/año)	Porcentaje de sedimentación
5,3	41	7	34	83

Lago Sofía

1. Evaluación del estado ambiental del lago
- 1.1 Variables bióticas y abióticas en la columna de agua

La columna de agua en el lago Sofía se encontró completamente mezclada (Figura 92), presentando escasa variación de todas las variables a través de la columna de agua. La temperatura fluctuó entre

13,6 y 14,2°C. Las concentraciones de oxígeno oscilaron entre 10 y 10,3 mg/L en la columna de agua del lago Sofía. Por otro lado, la conductividad en el lago Sofía fue de 129 y 132,3 $\mu\text{S/cm}$.

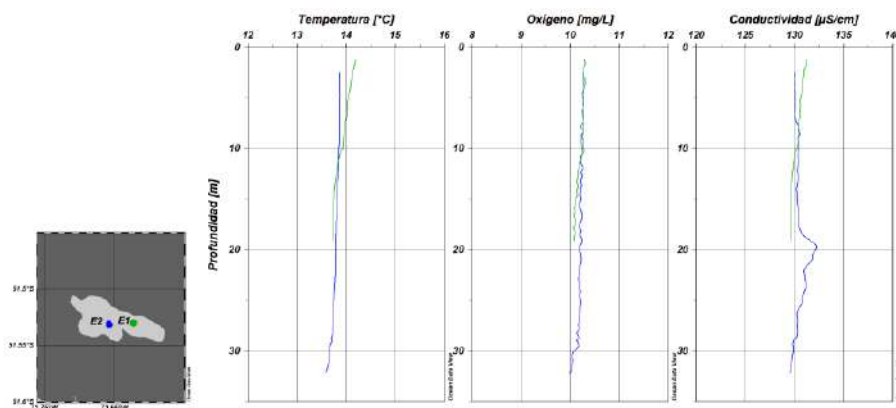


Figura 92. Perfiles de temperatura ($^{\circ}\text{C}$), oxígeno (mg/L) y conductividad ($\mu\text{S/cm}$) en las estaciones E2 (azul) y E1 (verde) en el lago Sofía.

Con respecto a los nutrientes en el lago Sofía, se encontró distribuido homogéneamente en toda la columna de agua (Figura 93a), presentó altas concentraciones de nitrógeno total, que fue de 158 a 190,4 $\mu\text{g/L}$. Las concentraciones de N-NH_4 y N-NO_2 en todos los casos se encontraron bajo los límites de detección. Mientras que la concentración de nitrato fue inferior a 4 $\mu\text{g/L}$, las concentraciones estuvieron mayoritariamente bajo límites de detección. Por tanto, el nitrógeno total se encontró conformado principalmente por constituyentes orgánicos. En el caso del fósforo total, las concentraciones fluctuaron entre < 5 y 8,1 $\mu\text{g/L}$ (Figura 93b). El P-PO_4 en todas las profundidades estuvo bajo el límite de detección.

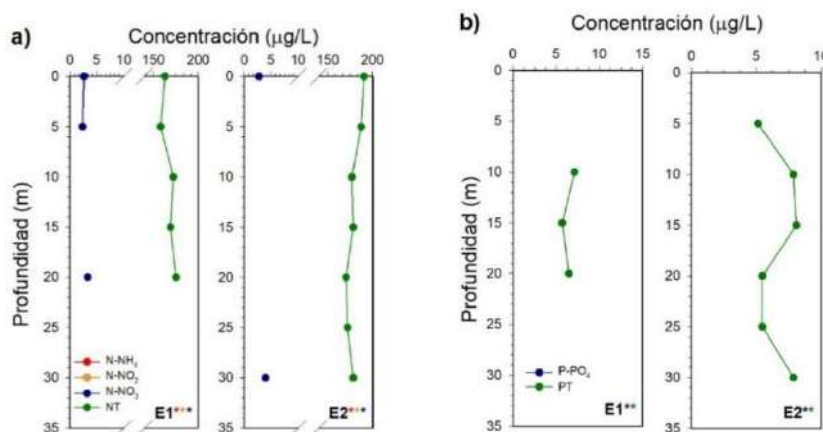


Figura 93. Concentraciones de nutrientes a profundidades discretas en las estaciones E1 y E2 del lago Sofía. a) Concentraciones de N-NH_4 (rojo), N-NO_2 (naranja), N-NO_3 (azul) y nitrógeno total (verde). b) Concentraciones de P-PO_4 (azul) y fósforo total (verde). Asterisco, indica concentración bajo límite de detección en alguna profundidad, el color señala el analito.



A fines de verano el 4 de marzo de 2021 en el lago Sofía se registraron un total de 14 taxa, de los cuales hubo 7 Bacillariophyta, 1 Chlorophyta, 1 Charophyta, 1 Cianobacteria, y 2 Dinophyta. Las especies más abundantes fueron *Cyclotella ocellata* y *Dolichospermum aff spiroides*. Respecto de la distribución vertical las mayores abundancias se registraron en superficie (0 m), ambas estaciones de muestreo presentaron igual riqueza de taxa. La densidad celular osciló entre los ~130 a ~280 mil cél/l. Si bien la densidad celular no constituyó una floración, se registró una especie potencialmente tóxica co-dominando el fitoplancton. Esta es la segunda oportunidad donde se registra en este lago dominancia de una Cianobacteria, y debido a que este lago presenta condiciones mesotrofia para nutrientes, es que se considera que este lago debe incluirse nuevamente en la red de monitoreo.

Tabla 84. Composición taxonómica, abundancia (cél/L), y abundancia relativa por estación de muestreo del lago Sofía.

Lago Sofía		E1								E2							
Phyllum / Especie	Integrado (0-20m)		0m		10m		Peak			Integrado (0-30m)		0m		10m		Peak	
	cel/l		cel/l		cel/l		cel/l			cel/l		cel/l		cel/l		cel/l	
Bacillariophyta																	
<i>Aulacoseira granulata</i>	6.562	5	1.520	1	6.162	4	11.684	7		9.483	5	2.041	1	3.001	2	800	1
<i>Cyclotella ocellata</i>	82.561	59	219.720	78	133.163	88	141.153	89		147.811	80	128.042	53	110.970	72	129.705	94
<i>Cyclotella spp</i>	6.658	5	1.332	0,47	6.658	4	5.327	3		2.663	1	6.402	3	2.219	1	1.297	1
<i>Navicula spp</i>	80	0,06	-	-	80	0,05	-	-		-	-	40	0,02	40	0,03	-	-
<i>Epithemia turgida</i>	-	-	-	-	-	-	40	0,03		80	0,04	-	-	-	-	-	-
<i>Asterionella formosa</i>	2.681	2	1.721	1	440	0,29	-	-		x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Tabellaria flocculosa var. andina</i>	200	0,14	160	0,06	-	-	40	0,03		x	x	-	-	-	-	-	-
Chlorophyta																	
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	x	x	-	-	1.120	1	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-
Charophyta																	
<i>Closterium sp</i>	80	0,06	80	0,03	80	0,05	-	-		40	0,02	80	0,03	-	-	-	-
<i>Closterium aciculare</i>	-	-	-	-	-	-	-	-		40	0,02	-	-	-	-	40	0,03
<i>Elakathotrix gelatinosa</i>	80	0,06	240	0,09	-	-	320	0,20		200	0,11	200	0,08	-	-	-	-
Cyanobacteria																	
<i>Dolichospermum spiroides</i>	40.333	29	57.619	20	4.201	3	-	-		25.008	13	103.514	43	38.413	25	6.402	5
Dinophyta																	
<i>Gymnodinium sp</i>	-	-	40	0,01	-	-	-	-		120	0,06	-	-	120	0,08	-	-
<i>Ceratium hirundinella</i>	x	x	-	-	-	-	-	-		x	x	-	-	-	-	-	-
Abundancia total	139.236		282.431		151.906		158.564			185.446		240.318		154.763		138.244	
Riqueza de taxa	11		9		8		6			12		7		6		5	

* El análisis cualitativo se representa con una x en la muestra integrada. La x representa un organismo presente en el análisis cualitativo que no se encontraba presente en el análisis cuantitativo.

En el zooplancton del lago Sofía, durante la primavera de 2020, se registraron 5 taxa más estadios nauplii de copépodos. La abundancia zooplanctónica osciló entre ~17 y ~20 ind/l. Se registró la dominancia de copépodos, particularmente de la especie *Boeckella gracilipes* y una co-dominancia del branchiopoda ex calanoideo *Ceriodaphnia dubia*.

Tabla 85. Composición taxonómica y abundancia de organismos zooplanctónicos en el lago Sofía

Lago	Sofía	
Estación / (estrato m)	E1 (0-20)	E2 (0-30)
Taxa	ind/l	ind/l
Arthropoda / Copepoda		
<i>Boeckella gracilipes</i>	10,593	11,817
<i>Boeckella brasiliensis</i>	0,150	0,508
<i>Acanthocyclops vernalis</i>	1,053	1,348
Nauplius	0,232	0,158
Arthropoda / Branchiopoda		
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	5,178	6,110
<i>Conochilus unicornis</i>	0,086	0,158
Abundancia total por estación	17,292	20,098

1.2 Variables sedimentológicas

De ambas estaciones sedimentológicas, la estación E2 fue la más somera, con 4.1 m de profundidad. En general, no se observaron diferencias entre los resultados de los parámetros evaluados para ambas estaciones de estudio. La materia orgánica fue inferior a 9 %, el pH tendió a la neutralidad, y el redox superior a 271 mV (Tabla 86).

Tabla 86. Variables físico-químicas del sedimento evaluado en las estaciones de estudio E1 y E2 del lago Sofía.

Estación	Prof.	Materia orgánica (%)		pH		T° (C)		Redox (mV)	
	(m)	Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds	Prom	Ds
E1	33,5	4,9	2,1	7,1	0,1	14,6	0,3	271,0	135,9
E2	4,1	5,0	2,1	6,7	0,4	15,3	0,4	294,4	131,2

El sedimento de la estación E2 estuvo compuesta mayormente por fango (sobre un 50 % en todas las muestras), con un aporte menor al 50 % de arena. En tanto, la composición textural estuvo representada mayormente por arena (80 %) (Figura 94).

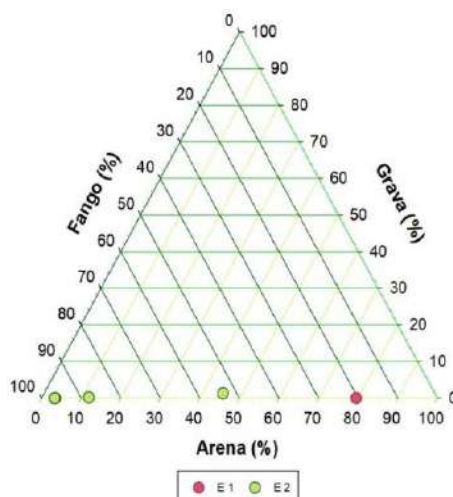


Figura 94. Porcentaje de fango, arena y grava, en las estaciones sedimentológicas (E1 y E2) del lago Sofía.

2. Estado trófico y capacidad de carga del lago

2.1. Trofía del lago

La transparencia del lago Sofía fue baja (< 8,7 m), relacionada a la mesotrofía (Figura 95a). Las concentraciones de nitrógeno y fósforo total se encontraron asociadas a rangos oligotróficos (Figura 95b,c). Las concentraciones de clorofila total estuvieron dentro de límites ultraoligotróficos en la zona fótica del lago Sofía (Figura 95d).

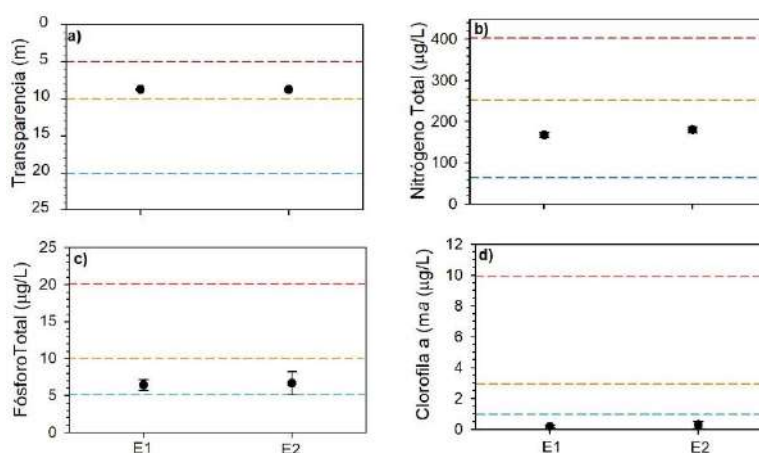


Figura 95. a) Transparencia (m) y concentraciones promedio de b) nitrógeno total ($\mu\text{g/L}$), c) fósforo total ($\mu\text{g/L}$) y d) clorofila ($\mu\text{g/L}$) en zona fótica de las estaciones E1 y E2 del lago Sofía. Línea punteada indica límite para siguiente estado trófico (azul: oligotrófico, naranja: mesotrófico, rojo: eutrófico).

2.2. Capacidad de carga del lago

De acuerdo al valor promedio de PT muestreado en la columna de agua ($6,4 \mu\text{g/L}$), el lago habría recibido $0,4 \text{ ton}$ de PT durante el año 2020. De acuerdo al modelo de la OECD (1980), el lago aún tendría capacidad para recibir aportes de PT ($0,7 \text{ ton}$) previo a alcanzar los $10 \mu\text{g/L}$ de PT en la columna de agua (Tabla 87).

Tabla 87. Carga actual y crítica de PT en lago Sofía.

Carga	PT ($\mu\text{g/L}$)	Carga de PT (ton/año 2020)
Carga actual	6,4	0,4
Carga crítica	10	0,7

2.3. Balance hidrológico y de nutrientes del lago

En la Tabla 88 se visualizan las entradas y salidas de agua calculadas para el año 2020, ingresando un total de $0,016 \text{ km}^3$, y egresando $0,029 \text{ km}^3$. En este cálculo también se observa que mayor egreso de aguas que el ingreso, lo que puede estar indicando que la metodología del cálculo de la escorrentía no es la más apropiada para este tipo de cuenca, o que no se haya incorporado de manera idónea el derretimiento de la nieve. El tiempo teórico de renovación calculado para el año 2020 fue de 10 años.

Tabla 88. Balance hidrológico (entradas y salidas de agua en el lago Sofía).

Balance hidrológico		$\text{km}^3/\text{año}$
Entradas	Ríos	0,013
	Precipitación	0,003
	Total	0,016
Salidas	Efluente	0,028
	Evaporación del lago	0,001
	Total	0,029



El uso de suelo fue el principal contribuyente de PT al lago Sofía (Tabla 89), específicamente las praderas (34 %) y el suelo desnudo (30 %) (Figura 96). La última producción de alevines en balsas jaulas se registró durante el año 2009, por ello, no se incluyó esta actividad en el cálculo de carga de PT al lago.

Tabla 89. Entradas de PT (ton/año 2020, y su respectivo porcentaje de contribución) al lago Sofía.

Fuente	PT (ton/año)	%
Uso suelo	0,45	90,8
Precipitación	0,03	5,9
Población	0,02	3,3
TOTAL	0,5	100

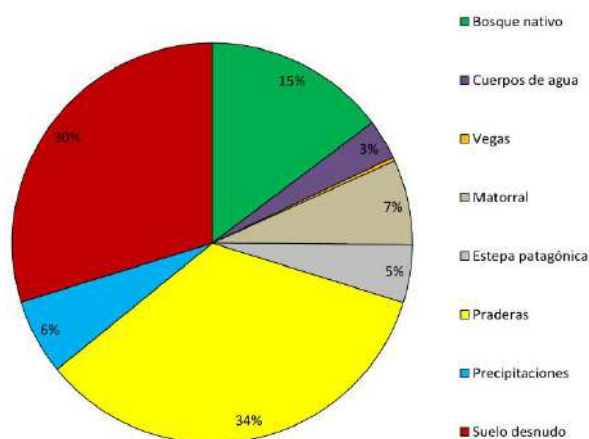


Figura 96. Contribución de PT según uso de suelo y cobertura vegetal para el lago Sofía durante el año 2020.

De acuerdo al balance de PT se calculó una carga de 1,2 ton para el año 2020, ingresando 0,5 ton, egresando 0,2 ton, y sedimentando 0,3 ton, equivalente a un porcentaje de sedimentación de 63,9 % (Tabla 90).

Tabla 90. Balance de fósforo total (PT) en lago Sofía.

PT en lago (ton/año)	Ingreso (ton/año)	Egreso (ton/año)	Sedimentación (ton/año)	Porcentaje de sedimentación
1,2	0,5	0,2	0,3	63,9

Índice de Carlson (Trofía)

El índice de Carlson calculado para cada lago por etapa de muestreo se muestra en la Figura 97 y Tabla 8 del Anexo, donde el valor del TSI inferior a 40 indica un estado oligotrófico, valores entre 40-

50 señalan una condición mesotrófica, valores entre 50-70 se asocian a un estado eutrófico y superior a 70 una condición hipereutrófica.

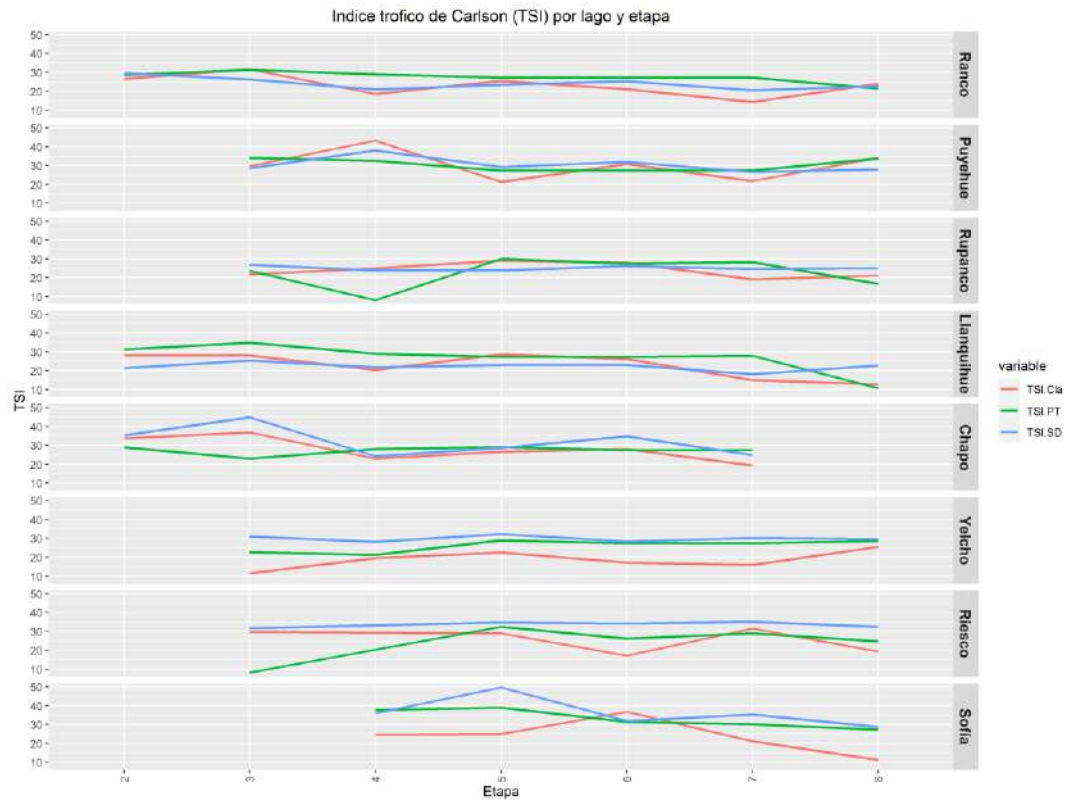


Figura 97. Índice de estado trófico de Carlson (TSI) calculado a partir de las concentraciones superficiales de fósforo total (TSI.PT), clorofila-a (TSI.Cla) y profundidad del disco Secchi (TSI.SD).

Luego del cálculo del índice de Carlson se graficó en 3 ejes mostrando que la mayoría de los lagos se agrupan en el centro.

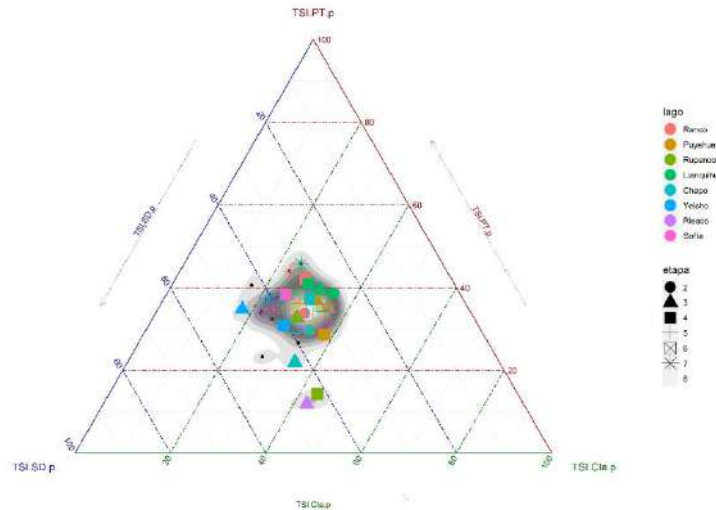


Figura 98. Gráfico ternario del índice de Carlson por etapa de proyecto y lago estudiado.

Análisis de la variación en el tiempo de parámetros medidos en los lagos estudiados

La temperatura de los lagos estudiados se aprecia en la Figura 99, con una media de 12,17 °C y un rango que va entre los 5,4 a los 31,5 °C alcanzadas en el agua superficial lago Ranco en pleno verano

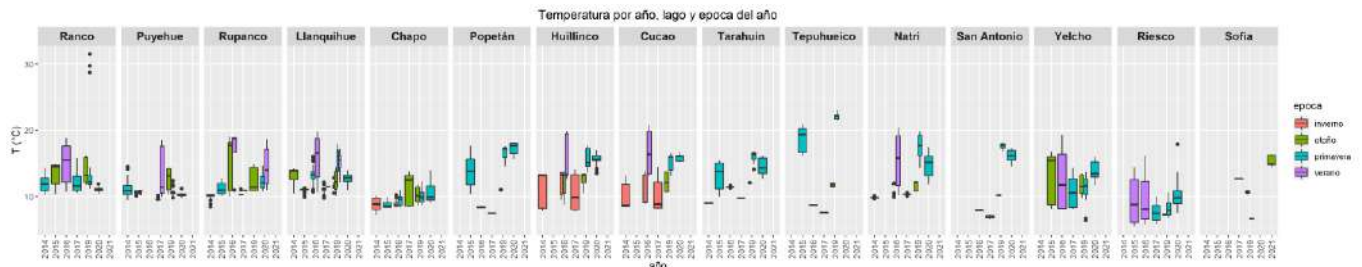


Figura 99. Temperatura por año, lago y época del año.

El pH se muestra en la Figura 100 donde la media es de 7,15 con un valor máximo de 11,4 y una mínima cercana a 0 en el sistema de lagos Huillínco-Cucaco.

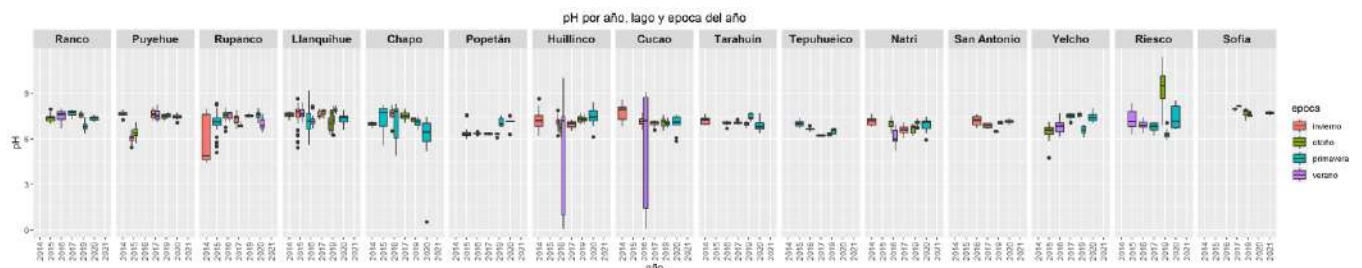


Figura 100. pH por año, lago y época del año.

El nitrógeno del amonio se aprecia en la Figura 101 con una media de 84 $\mu\text{g/l}$, un mínimo de 0,5 $\mu\text{g/l}$ y un máximo de 10000 $\mu\text{g/l}$ en el lago Huillínco. El boxplot muestra el eje y de las concentraciones en logaritmo para mejorar la visibilidad de los restantes lagos comparados con el Huillínco.

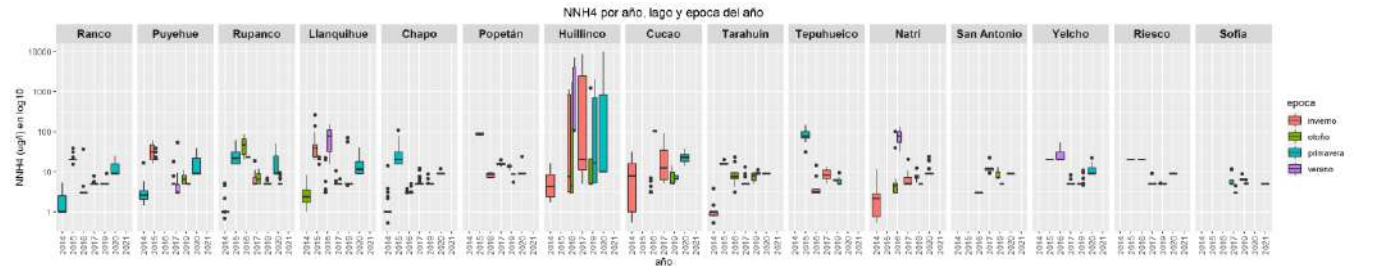


Figura 101. Nitrógeno del amonio en logaritmo por año, lago y época del año.

La Figura 102 nos muestra la concentración del nitrógeno del NO_2 en la columna de agua con una media de 3,84 $\mu\text{g/l}$ y un rango entre los 0 y los 159 $\mu\text{g/l}$ (lago Puyehue 2019).

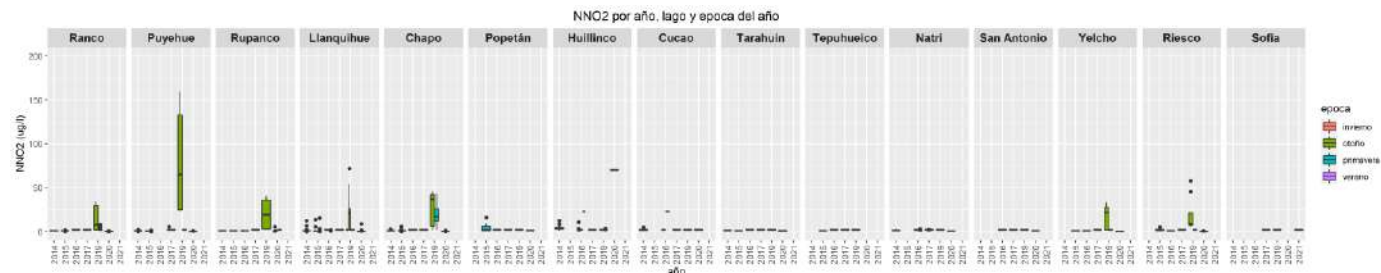


Figura 102. Nitrógeno del NO_2 por año, lago y época del año.

La Figura 103 muestra el nitrógeno del NO_3 con una media de 26,12 $\mu\text{g/l}$ y un rango entre 1,55 y 137,9 $\mu\text{g/l}$ en el lago Natri el 2019.

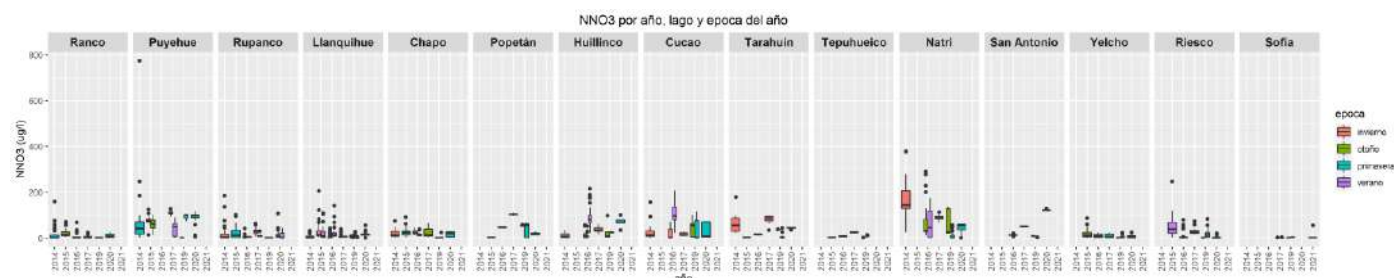


Figura 103. Nitrógeno del NO_3 por año, lago y época del año.

La Figura 104 nos muestra la concentración de Nitrógeno total en la columna de agua de los lagos estudiados, con una media de 340 $\mu\text{g/l}$ y un rango que va de 0 a 15800 $\mu\text{g/l}$ en el lago Huillínco (el eje y de boxplot está en logaritmo para una mejor visualización).

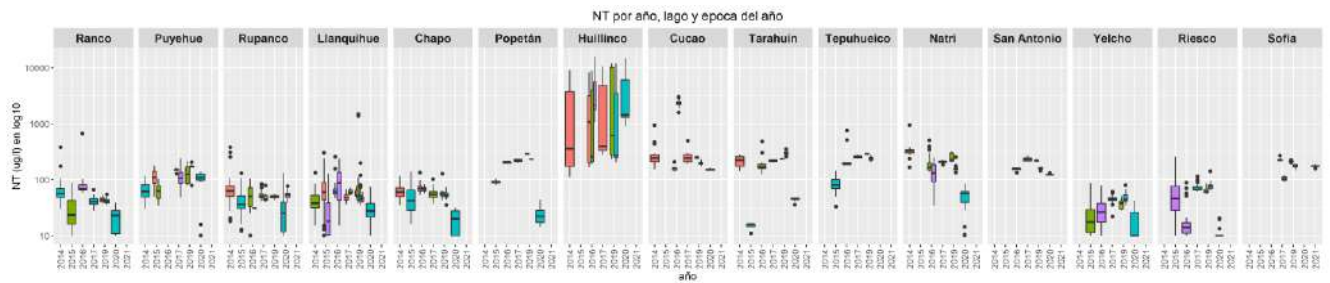


Figura 104. Nitrógeno total por año, lago y época del año.

El fósforo del fosfato se aprecia en la Figura 105 con una media de 22,23 µg/l y un rango que va entre 0,3 y 2191 µg/l.

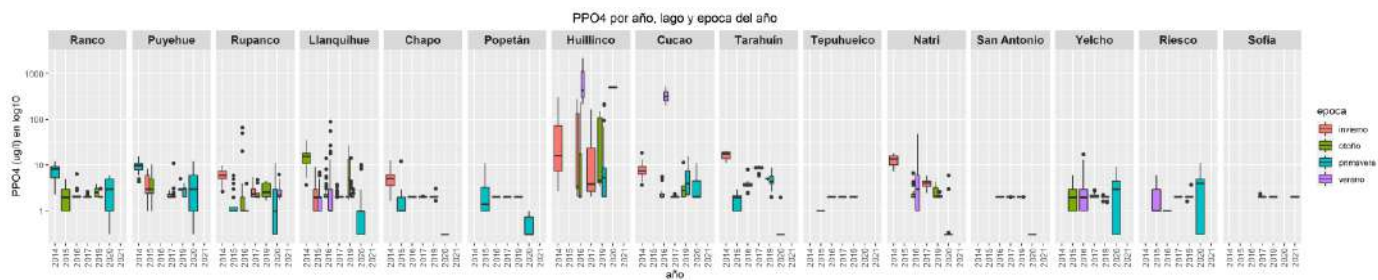


Figura 105. Fósforo del fosfato en logaritmo por año, lago y época del año.

El fósforo total se aprecia en la Figura 106, con una media de 24,23 µg/l y un rango entre 0 µg/l y 2100 µg/l (el eje y del boxplot está en logaritmo para una mejor apreciación de los lagos con menor concentración).

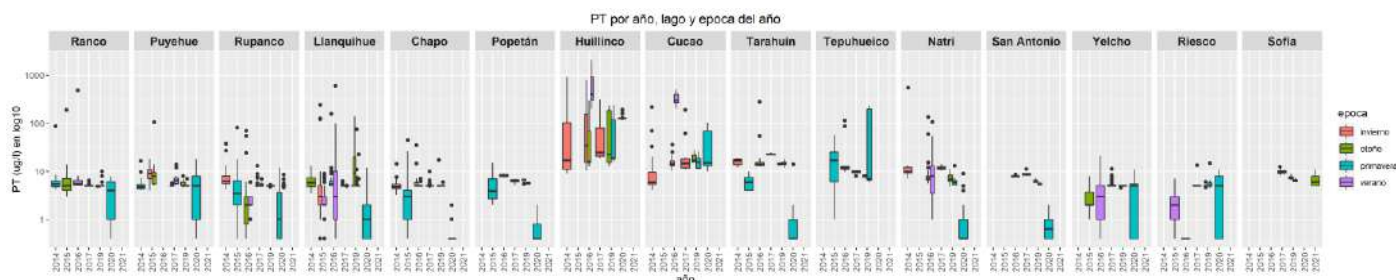


Figura 106. Fósforo total en logaritmo por año, lago y época del año.

La profundidad del disco Secchi se aprecia en la Figura 107 con una media de 9,62 m y un mínimo de 1,1 m y un máximo de 29 m.



Figura 107. Profundidad de disco Secchi por año, lago y época del año.

La concentración de clorofila-a en la columna de agua se aprecia en la Figura 108 con una media de 0,86 $\mu\text{g/l}$ y un rango entre 0 y 8,9 $\mu\text{g/l}$ en el lago Sofía el 2021.

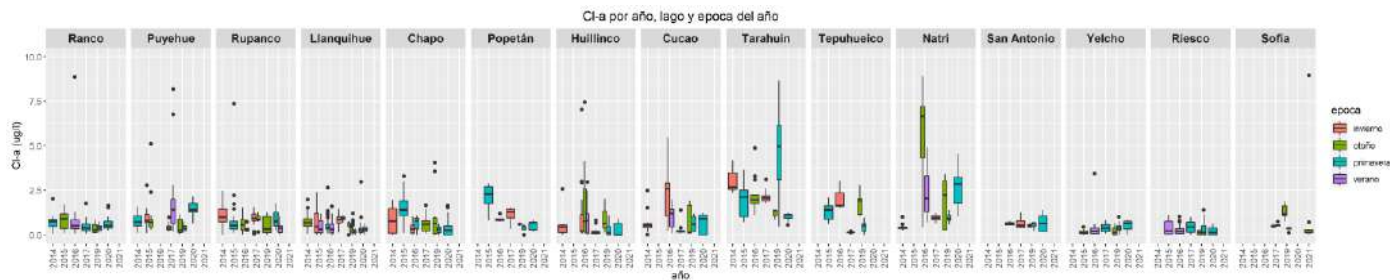


Figura 108. Clorofila -a por año, lago y época del año.

La concentración de silicatos en la columna de agua se aprecia en la Figura 109 con una media de 1534 $\mu\text{g/l}$ y un rango entre 0,07 y 31043 $\mu\text{g/l}$ (lago Puyehue 2020).

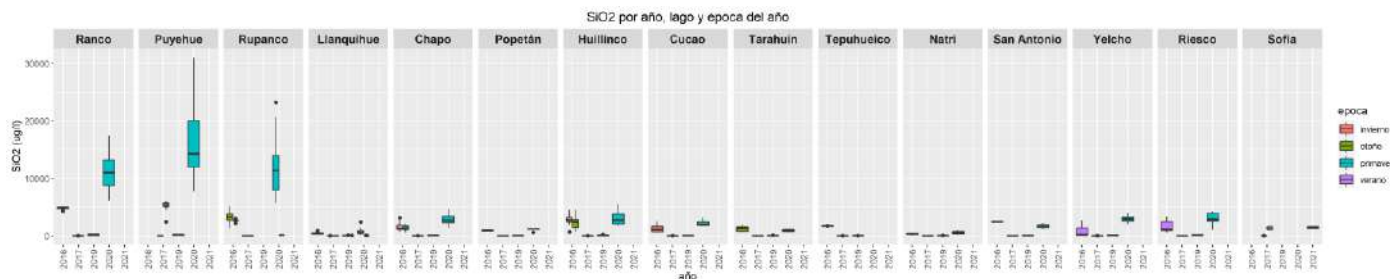


Figura 109. Silicatos por año, lago y época del año.

Información más detallada sobre las estadísticas básicas por etapa, lago y variable se encuentran en anexo digital (tabla estadística básicas.xlsx).

Objetivo específico 2. Implementar un modelo hidrodinámico para el lago Llanquihue

2.1. Evaluación modelo hidrodinámico

a) Ciclo anual, estratificación y mezcla de la temperatura del lago Llanquihue

La estructura temporal de la temperatura superficial del lago Llanquihue (Figura 111), muestra un ciclo anual típico, con mayores temperaturas durante el verano y menores durante el invierno. Las temperaturas en la superficie máximas durante los veranos se encontraron en un rango de 17 a 18 °C, mientras que, para los inviernos, estas temperaturas alcanzaron entre 10 a 11 °C. Este comportamiento se puede apreciar tanto en los datos satelitales, como en el modelo. La diferencia entre ambas fuentes de datos en todos los sitios es general menor a 1°C, mientras que los índices de correlación y Willmott se encuentran alrededor de 0,9, excepto en el punto P-4, cercano al sector de ensenada, donde se obtiene un valor de correlación menor ($r=0,7$). La información del modelo respecto de la fuente satelital indicó que la temperatura del modelo tiene una tendencia a elevar las temperaturas durante los inviernos para los años 2017 y 2018, siendo más acentuada en este último año. El modelo tiende a replicar de buena manera las temperaturas máximas durante los veranos en casi todos los puntos, excepto para los puntos P-1 y P-2 para el año 2017, en donde, se sobrestimaron en alrededor de 2 °C las temperaturas máximas.

En cuanto a los cambios estacionales del perfil vertical de temperatura (Figura 110), el modelo muestra buen acuerdo con las observaciones realizadas mediante CTD, así durante la época de verano (Figura 110 a) se muestra la máxima estratificación con temperaturas máximas en la superficie de alrededor de 18 °C, mientras que bajo los 50 m la temperatura se muestra casi homogénea con valores de ~11°C. Para el invierno (Figura 110 b) se observa una mezcla total del lago con un perfil homogéneo de alrededor de 11 °C. Hacia la primavera, comienza a evidenciarse una mayor estratificación hasta aproximadamente los 50 m de profundidad con temperaturas máximas en superficie de alrededor de 14 °C (Figura 110 c).

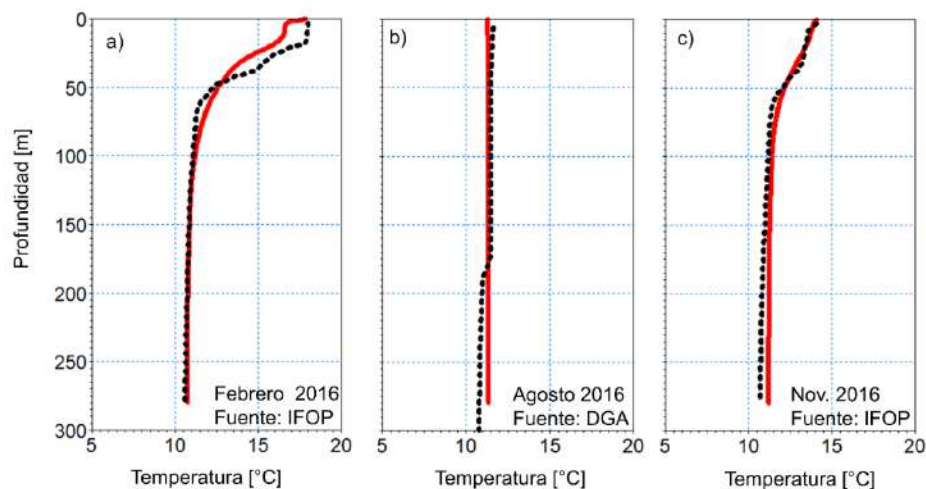


Figura 110. Perfiles de temperatura observado (CTD) (negro) y modelado (rojo), para los meses de a) febrero, b) agosto y c) noviembre.

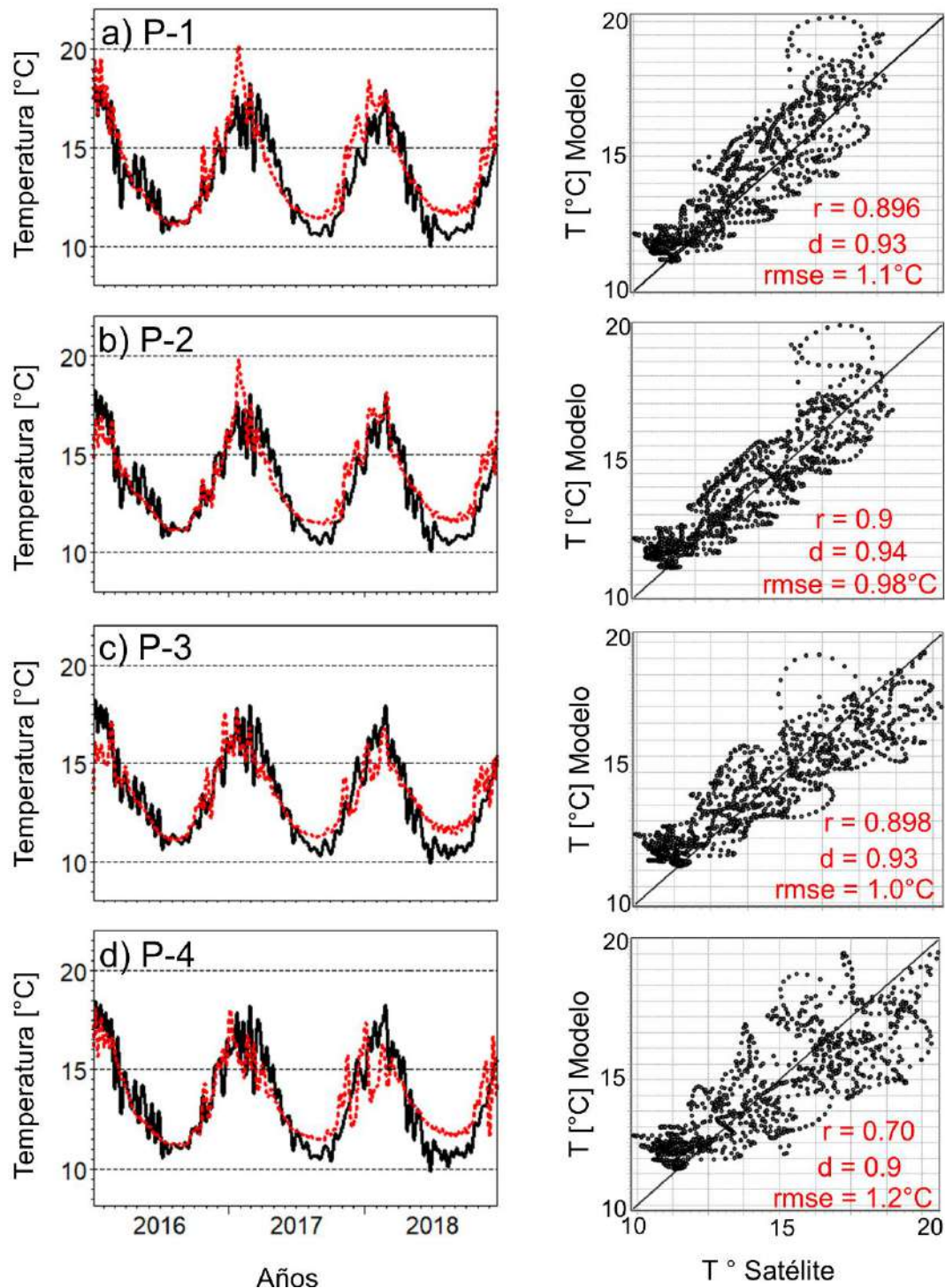


Figura 111. Series de tiempo de temperatura superficial para 4 puntos (P-1, P-2, P-3 y P-4) en el lago Llanquihue, proveniente del satélite (negro) y el modelo (rojo), junto a diagramas de dispersión para cada punto con información de índices estadísticos para evaluar el modelo.

b) Temperatura del aire y viento en el lago Llanquihue

La temperatura del aire en las estaciones meteorológicas (Figura 112 a y b), en ambos sitios (Octay y Quilanto), muestran un claro ciclo anual, con temperaturas máximas durante el verano (febrero) en torno a 16 °C y mínimas en el invierno (julio) de alrededor de 7 °C. El modelo WRF replica de manera correcta este ciclo, sin embargo, tiende subestimar las temperaturas durante los veranos en alrededor de 3 °C, en cambio durante los inviernos se encuentran mejor acopladas, en cualquier caso, la correlación estimada es relativamente alta ($r=0,98$), mientras que el RMSE fue inferior a 1,8 °C (Figura 112 c y d).

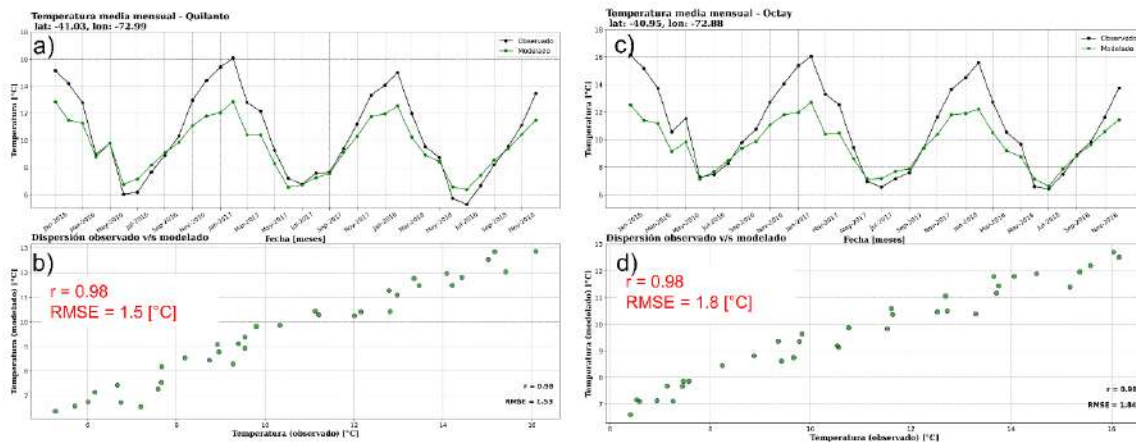


Figura 112. Series mensuales de temperatura del aire para el periodo 2016-2018 en el sector de a) Quilanto y c) Puerto Octay, con valores observados (negro) y modelado por WRF (verde), junto a los respectivos (a, b) diagramas de dispersión e índices estadísticos.

Para el viento, como se indicó en la metodología, no fue evaluada la dirección por un posible error al promediar este tipo de variable. Los valores medios mensuales de velocidad del viento indican, en general, que durante otoño se registraron los menores valores de magnitud, mientras que para el invierno los máximos. El modelo muestra un mejor acuerdo en el sector de Quilanto ($r=0,89$, $RMSE=0,4 \text{ m s}^{-1}$), respecto de Octay ($r=0,69$, $RMSE=0,5 \text{ m s}^{-1}$) (Figura 113).

2.2 Patrones de circulación en el lago Llanquihue

La circulación en el lago Llanquihue (Figura 114), presentó diferencias a lo largo de las estaciones del año, en los distintos estratos de profundidad, en verano (Figura 114 a), la circulación media entre 0-25 m, muestra como aspecto más relevante un remolino de gran envergadura que rota de forma ciclónica y que cubre la mayor parte de la zona más profunda del lago, este remolino durante el verano presenta velocidades relativamente altas ($\sim 6 \text{ cm s}^{-1}$), respecto de las otras estaciones del año, mientras que en bahías, la velocidad es en general menor y con formación de remolinos de menor tamaño. En la zona más profunda del lago (100-300 m) (Figura 114 b), la velocidad es alrededor de

10 veces menor ($< 0,5 \text{ cm s}^{-1}$) y la estructura de remolinos difiere de los visualizados en superficie, por lo cual, aparecen como sistemas desacoplados.

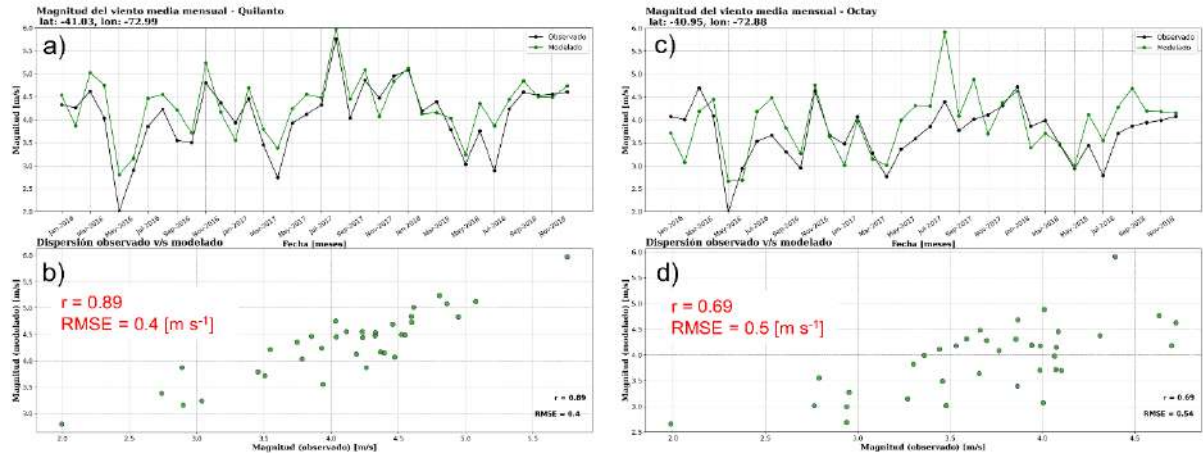


Figura 113. Series mensuales de magnitud del viento para el periodo 2016-2018 en el sector de a) Quilanto y c) Puerto Octay, con valores observados (negro) y modelado por WRF (verde), junto a los respectivos (a, b) diagramas de dispersión e índices estadísticos.

Durante el otoño, la circulación superficial (Figura 114 c) mantiene una estructura similar a la observada en verano, con un gran remolino al centro del lago, pero de menor magnitud ($3 \text{ a } 4 \text{ cm s}^{-1}$). En los estratos profundos (Figura 114 d), la velocidad disminuye ostensiblemente, sin embargo, a diferencia del verano, la estructura del remolino se mantiene respecto de la superficie. En invierno, el patrón de circulación superficial (Figura 114 e) presenta un cambio respecto del verano y el otoño, no evidenciándose la aparición del remolino, a su vez, entre 100 y 300 m (Figura 114 f) las corrientes son más intensas que el otoño e invierno, dando cuenta de mayor energía en estos estratos en esa época del año. Finalmente, en primavera el patrón superficial de corrientes (Figura 114 g) retoma en parte la estructura de verano y otoño, con un leve aumento de las magnitudes, mientras que en profundidad (Figura 114 h), las corrientes parecen desacopladas de la superficie.

2.3. Medición de variables hidrológicas del afluente (río Pescado) y efluente (río Maullín) del lago Llanquihue

Las mediciones de caudal que se realizaron en el río Pescado durante junio 2020 y junio 2021, serán incluidas en un modelo biogeoquímico que se evaluará en etapas futuras de este programa de estudio. Igualmente se incluye esta información en el presente estudio, dada la extensa e interesante data que se ha obtenido de manera continua por primera vez para este río, uno de los más importantes en cuanto a su contribución de caudal hacia el lago Llanquihue.

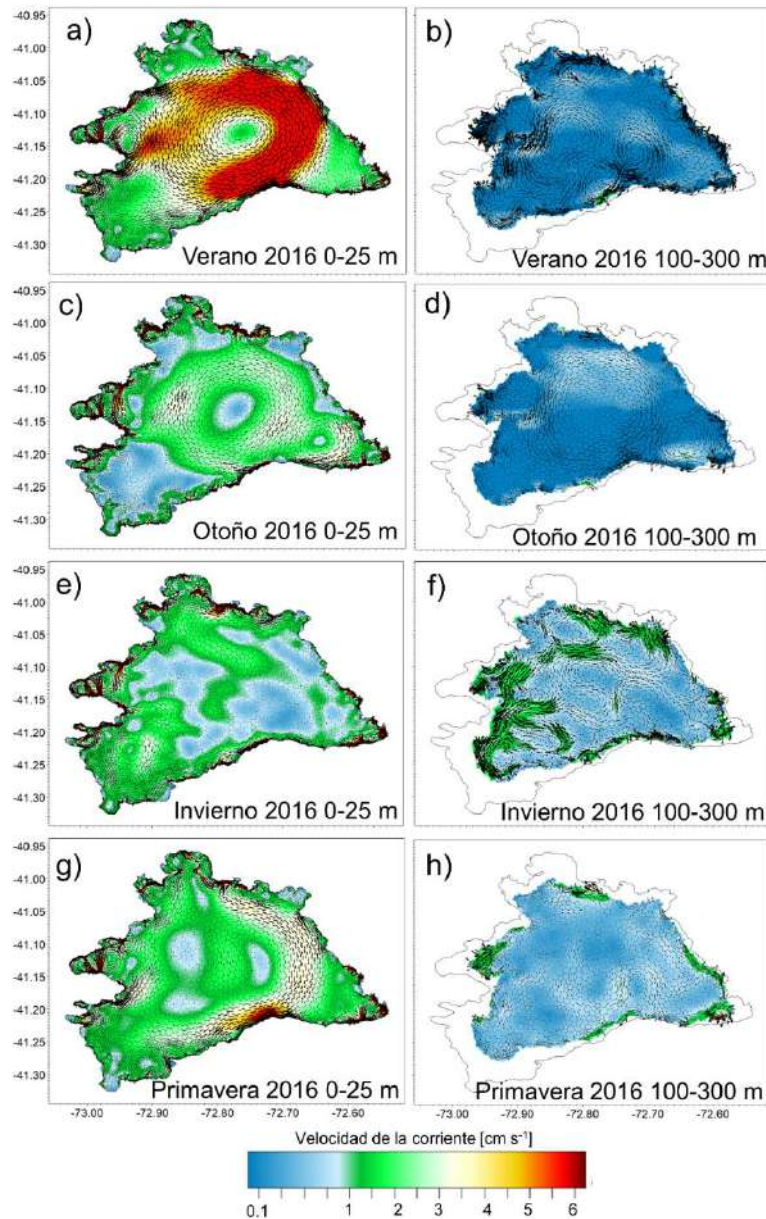


Figura 114. Patrones de circulación en el Lago Llanquihue entre los estratos (a,c,e,g) superficiales (0-25 m) y (b,d,f,h) profundos (100-300 m) para: a) verano, c) otoño, e) invierno y d) primavera del año 2016.

Para la medición del caudal del río Pescado, se realizaron 4 aforos (Tabla 91). Los aforos uno, dos y tres se realizaron en la misma sección. En tanto, el aforo cuatro se realizó a 220 metros aguas abajo antes de la desembocadura al lago, producto de lo crecido que venía el río, y por ser el único lugar que permitía hacerlo en dichas condiciones de manera segura.

**Tabla 91.** Detalle de los cuatro aforos realizados durante el periodo de estudio.

Aforo	Fecha	Hora	Caudal (m ³ /s)	Nivel de agua regla (m)
1	27 junio 2020	17:30	6,6	0,45
2	24 julio 2020	11:25	4,5	0,33
3	14 enero 2021	16:49	1,7	0,04
4	1 de junio 2021	11:45	21,9	0,73

Del análisis descriptivo de datos, específicamente del análisis de caudales, se obtuvo que hay una gran diferencia entre el caudal promedio de 4,9 m³/s, el caudal medio de 2,4 m³/s, y finalmente el caudal más frecuente o modal de 1,5 m³/s. Por otro lado, se registró que el río presenta una gran variación de caudales entre el mínimo y el máximo. Esta va de 1,4 m³/s en estiaje a 300 m³/s en crecida. Finalmente, se registraron 7.835 lecturas de nivel de agua que fueron proyectadas como caudal (Tabla 92).

Tabla 92. Estadística descriptiva caudal (m³/s) del río Pescado entre junio del 2020-junio 2021.

Estadística de caudal (m ³ /s)	
Media	4,9
Error típico	0,1
Mediana	2,4
Moda	1,5
Desviación estándar	10,0
Varianza de la muestra	101,0
Curtosis	199,8
Coefficiente de asimetría	11,1
Rango	298,3
Mínimo	1,4
Máximo	299,8
Suma	38640,3
Cuenta	7835

a. Elaboración de curva de descarga, basada en la relación entre nivel de agua y caudal

Se denomina “curva de descarga” a la relación funcional entre el caudal en el curso de un río con un nivel de referencia, generalmente la altura limnimétrica. En la siguiente figura se presenta la relación existente entre el nivel de agua medido por el sensor y el caudal aforado en los cuatro aforos realizados. La función que describe esta relación es una función exponencial.

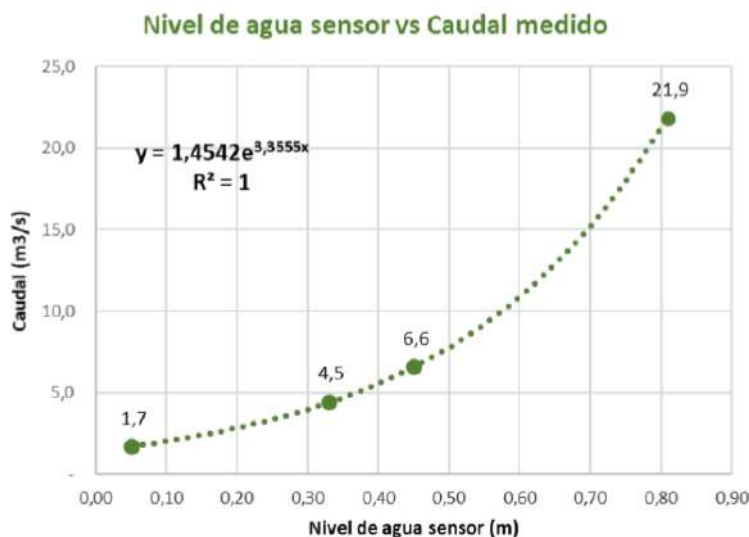


Figura 115. Nivel de agua sensor vs Caudal medido, caudales menores a 20 m³/s.

La curva anterior de caudal y nivel de agua conocida, proyectada a todo el período de registro se presenta en la Figura 116.

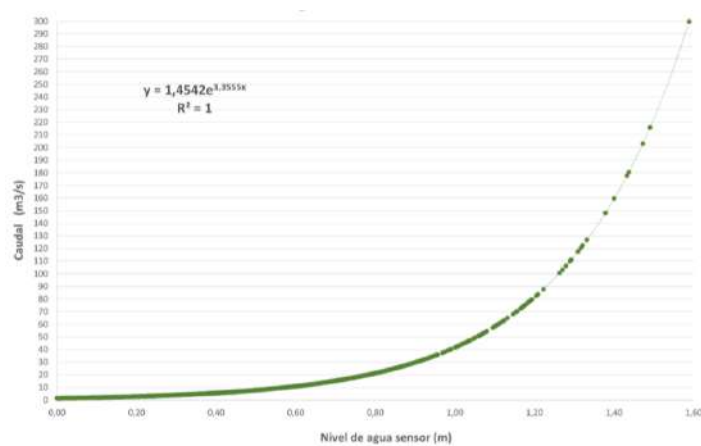


Figura 116. Nivel de agua sensor vs Caudal, todos los caudales registrados.

b. Variación estacional del caudal en el tiempo registrado

De la Figura 117 se pudo identificar una gran variación de caudales incluso dentro de un mismo mes. El río Pescado presentó crecidas y descensos rápidos, con tendencia a volver a su caudal basal, que durante el invierno estuvo entre 4 y 5 m³/s aproximadamente. En tanto en primavera, descendió paulatinamente hasta llegar a un caudal basal de 2 m³/s en verano. El período de tiempo estudiado presentó escasas precipitaciones, particularmente en el periodo de verano entre el 2020 y 2021.

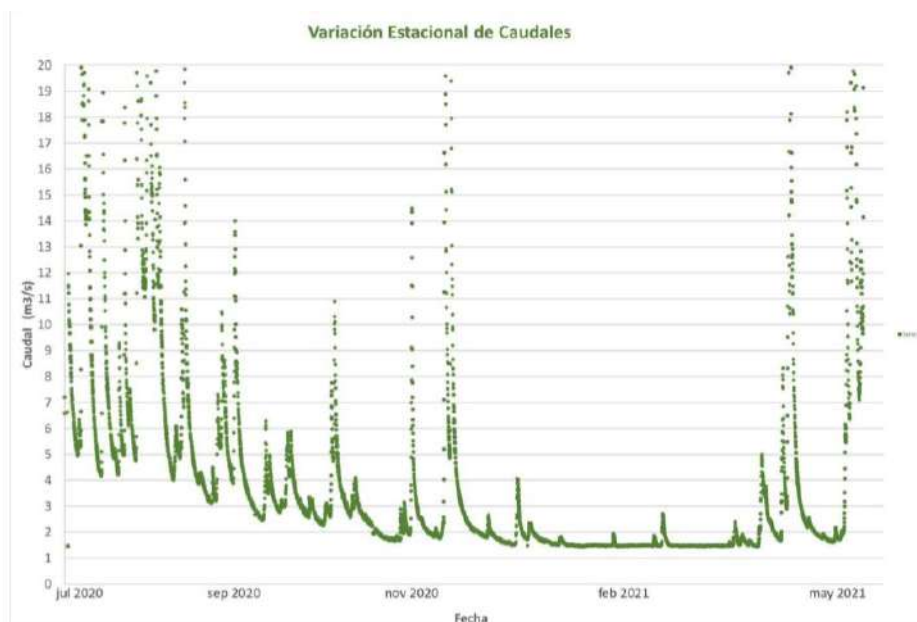


Figura 117. Variación estacional de caudales menores a 20 m³/s.

En la Figura 118 se incluyó el rango total de crecidas durante el período de estudio. Nuevamente, se observaron variaciones dramáticas de caudal en un corto periodo de tiempo y se visualizó mejor la tendencia a volver a un caudal basal. Se desprende que durante el periodo estudiado existieron al menos cinco crecidas que superarían los 50 m³/s en el río.

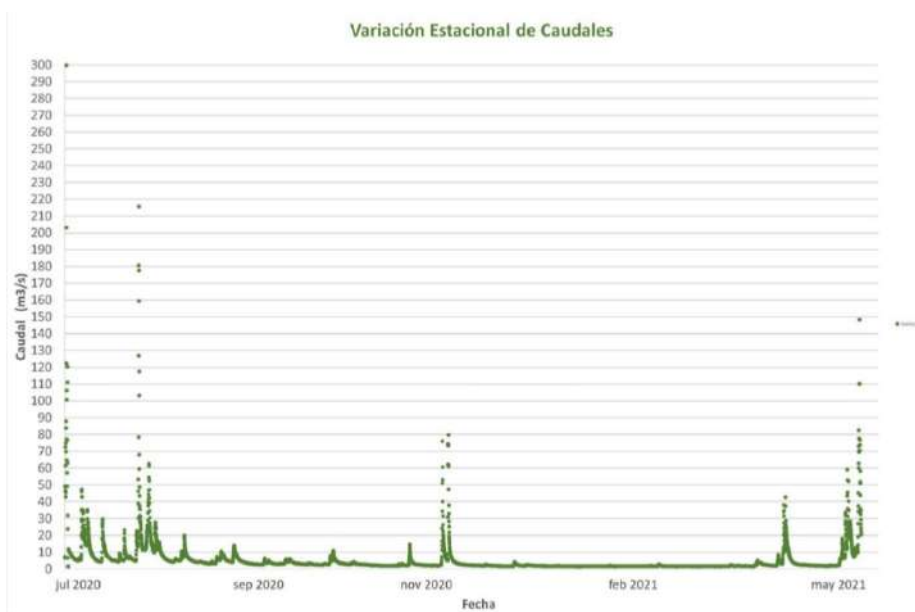


Figura 118. Variación estacional de todos los caudales registrados.

c. Curva de duración de caudales

La curva de duración de caudales nos indica el porcentaje del tiempo durante el cual los caudales han sido igualados o excedidos. Además, la curva indica el valor de la frecuencia de su ocurrencia. Un caudal de 2,4 m³/s fue igualado o superado el 50 % del tiempo. En tanto, un caudal de 4 m³/s fue igualado o superado solo el 30 % del tiempo. Finalmente, se registró que caudales superiores a 10 m³/s fueron poco frecuentes, menos del 10 % del tiempo (Figura 119).

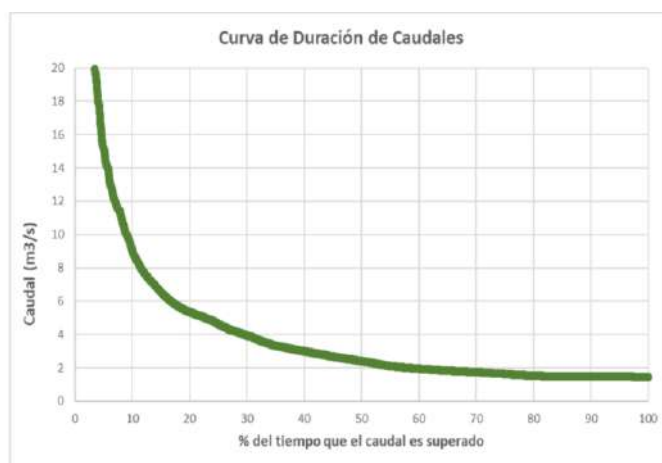


Figura 119. Curva de duración de caudales menores a 20 m³/s.

d. Histograma de frecuencia de caudales

El siguiente histograma de frecuencia indica cuales son los caudales más frecuentes. En este caso, el valor más frecuente lo presentan caudales iguales o menores a 2 m³/s (Figura 120). Al mismo tiempo, se pudo registrar que caudales de 2 m³/s fueron el doble de frecuentes que caudales de 3 m³/s. Por otro lado, los caudales menores a 3 m³/s correspondieron al 60 % de los registros durante el período estudiado.

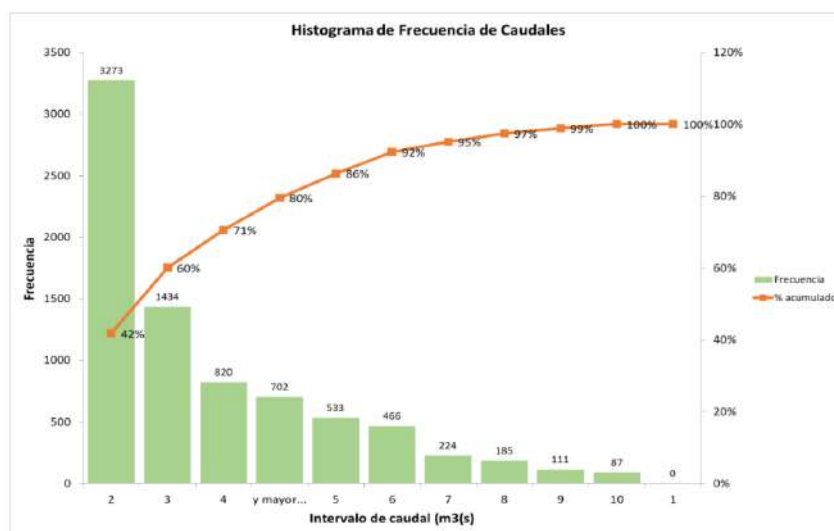


Figura 120. Histograma de frecuencia de caudales.

Objetivo específico 3. Proponer un modelo conceptual identificando los servicios ecosistémicos de una cuenca lacustre con actividades de acuicultura.

Delimitación, usos y servicios ecosistémicos entregados por la cuenca del lago Rupanco

La cuenca del lago Rupanco se caracteriza por presentar múltiples usos y servicios ecosistémicos caracterizados principalmente por los brindados servicios culturales, de provisión y de biodiversidad.

Servicios ecosistémicos de provisión

Dentro de los SE de provisión que entrega la cuenca se encuentra el agua, siendo parte importante los derechos de agua solicitados en la cuenca del lago Llanquihue, que alcanzan las 332 y en total solicitado son de $20,93 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, siendo las 3 más importantes las de Cabildo S.A. (2 derechos de agua) con $5,4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ y $2,88 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ y Francisco Aubel con $1,43 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

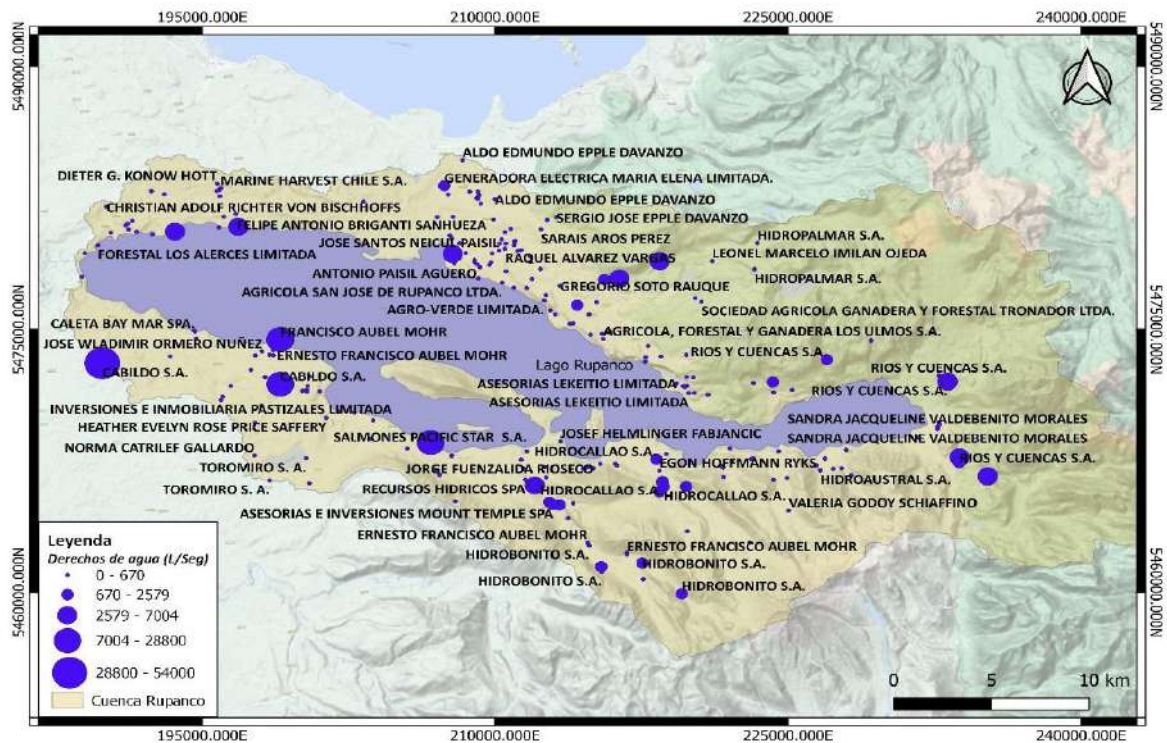


Figura 121. Cuenca del Rupanco y derechos de agua (DGA) Fuente, https://dga.mop.gob.cl/productosyservicios/derechos_historicos/Paginas/default.aspx (2020).

En cuanto a la producción de alimentos, las concesiones de acuicultura ubicadas en el lago Llanquihue, alcanzan un total de 7 mientras que las pisciculturas son 4 (Figura 122).

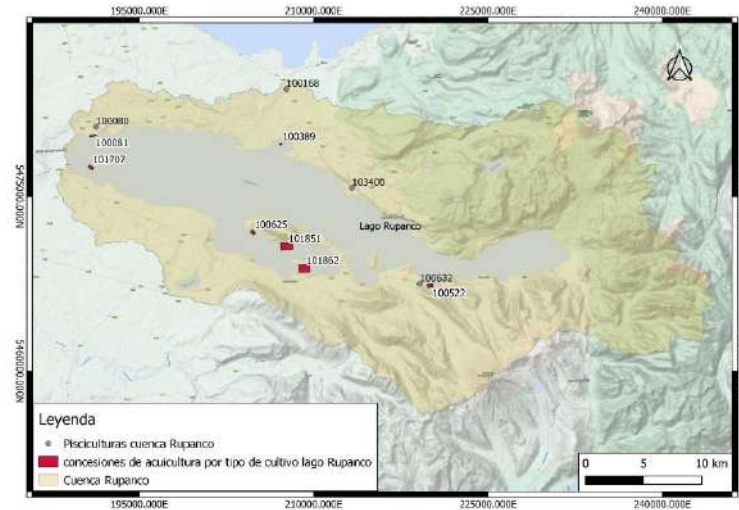


Figura 122. Concesiones de acuicultura y pisciculturas (SUBPESCA) por número de centro en la cuenca del Llanquihue (elaboración propia). Los nombres que aparecen son los oficiales de la concesión.

Servicios ecosistémicos de regulación

La DGA cuenta con 4 estaciones vigentes de calidad de agua que ayudan a medir variables que determinan el estado del lago y que se encuentran en la cuenca del lago Rupanco, mientras que solo hay 1 estaciones meteorológica ubicada en el desagüe del lago y 1 estación de monitoreo de lagos y embalses ubicada en la zona norte del lago (Figura 123) (www.dga.cl).

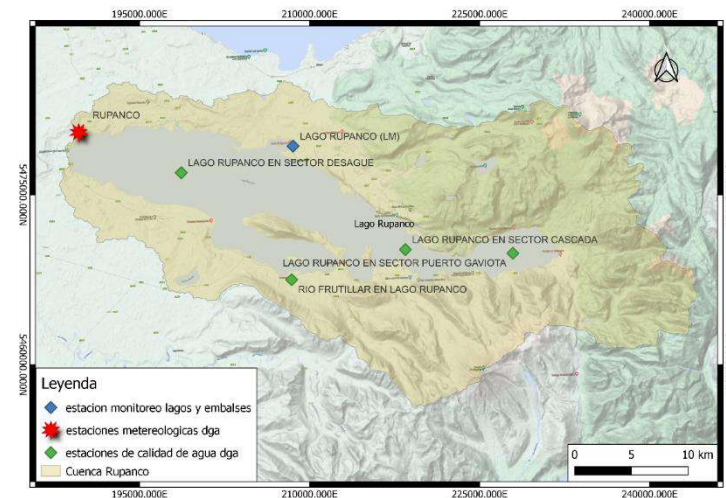


Figura 123. Estaciones de calidad de agua, de la DGA, estación meteorológica y estación de monitoreo de lagos y embalses de la cuenca del lago Rupanco (www.dga.cl, 2021).

Los emisarios declarados que debieran aportar RILes a la cuenca y que fueron recopilados en este informe son 10, de los cuales 1 es de una planta de quesos, 1 al Refugio Paraíso y 8 a generadoras eléctricas.

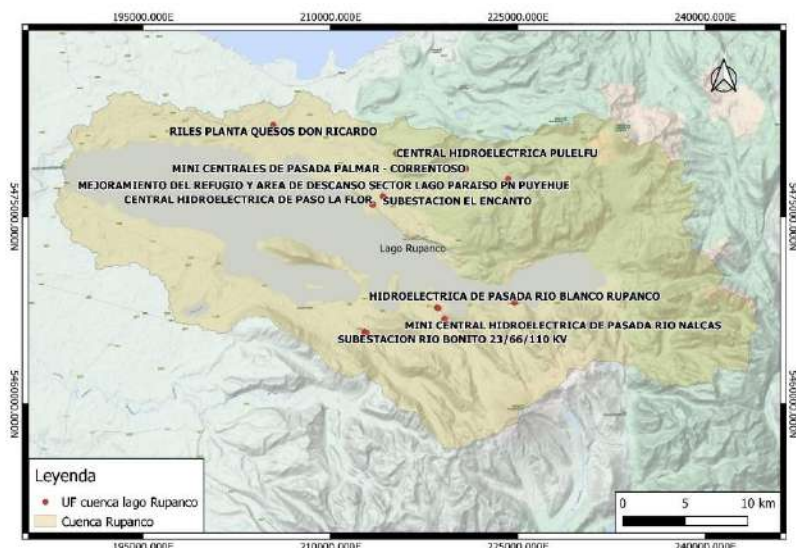


Figura 124. RILES en la cuenca del Rupanco (mayo 2021). Este mapa se realizó con la información disponible en los portales de SNIFA y SEA.

Las clasificaciones dentro del riesgo de erosión de la cuenca del lago Rupanco y que pueden ayudar a la regulación, puede agruparse en 5 categorías, siendo 1 baja o nula, 2 moderada, 3 severa, 4 muy severa, y 5 otros usos. Los territorios de la zona clasificada con erosión baja o nula alcanzan las 62537 ha, territorios con riesgo de erosión moderada son 17108 ha, erosión severa son 15707 ha, y muy severa alcanza las 147801 ha (CIREN) (Figura 125).

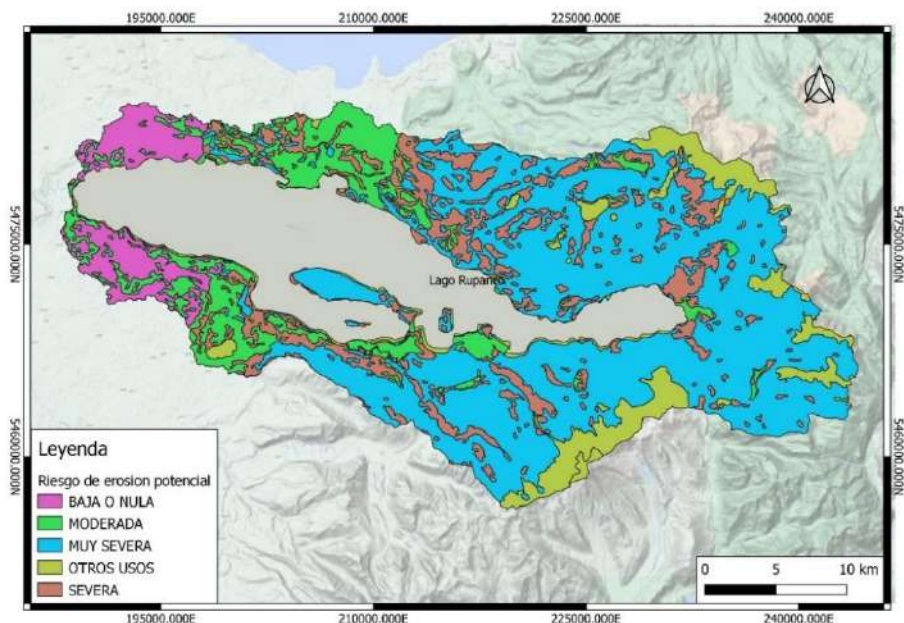


Figura 125. Riesgo de erosión cuenca del Rupanco (CIREN 2019).

Servicios ecosistémicos culturales y de biodiversidad y hábitat

Las reservas y parques de la zona pueden clasificarse como SE tanto culturales como de biodiversidad y hábitat. Los parques nacionales Puyehue y Vicente Pérez Rosales suman con 19054 hectáreas, mientras que las reservas de la biósfera alcanzan las 17594 hectáreas que corresponden a bosques lluviosos templados (Figura 126), esta información fue descargada del repositorio ide.cl pero pertenece al Ministerio de Medio Ambiente y CONAF (<http://ide.mapas.mma.gob.cl/shapes/> y <http://sit.conaf.cl/>).

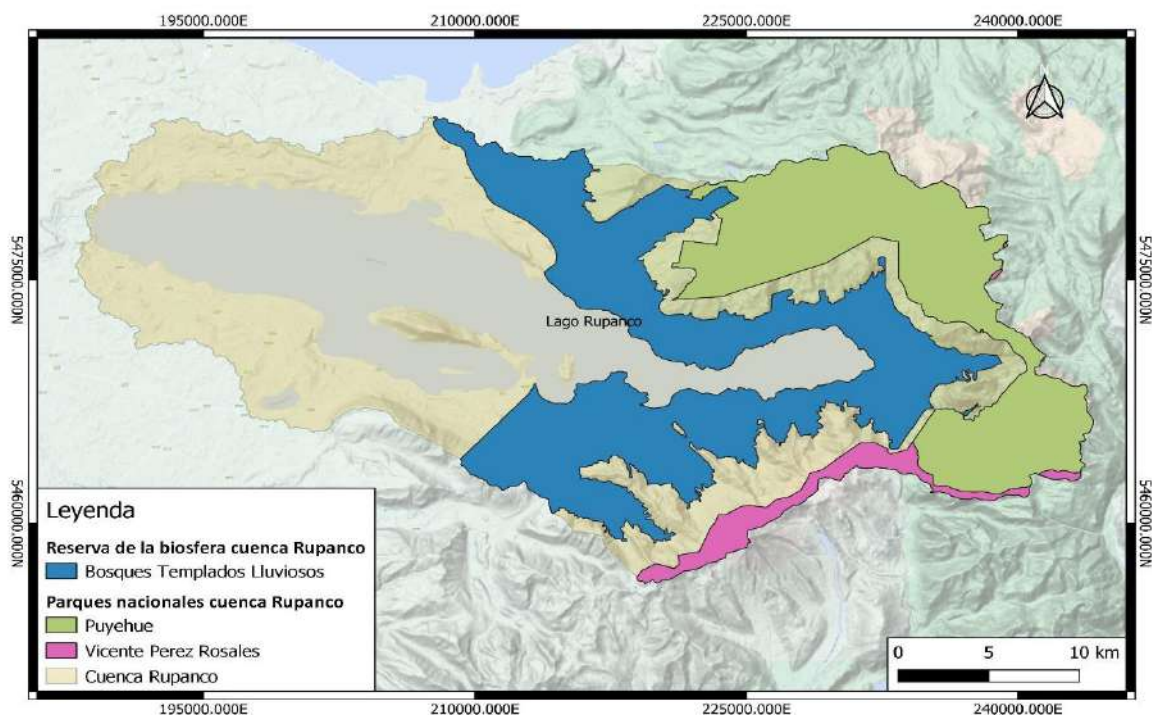


Figura 126: Reserva de la biosfera de la cuenca del Rupanco y parques nacionales Puyehue y Vicente Pérez Rosales. Elaboración propia según información descargada de <http://areasprotegidas.mma.gob.cl/> y <http://sit.conaf.cl/>.

El tipo de bosque que podemos encontrar en la cuenca del lago Llanquihue puede encasillarse dentro de los SE de biodiversidad y hábitat, siendo los de más baja altura, los encontrados en los alrededores de la ribera del lago que corresponden al tipo laurifolio de los lagos, subiendo en altura nos encontramos con bosque laurifolio andino, finalizando con el bosque caducifolio altoandino húmedo. La Figura 127 se construyó con información descargada del portal repositorio de información ide.cl (<http://ide.mapas.mma.gob.cl/shapes/?C=N;O=A>).

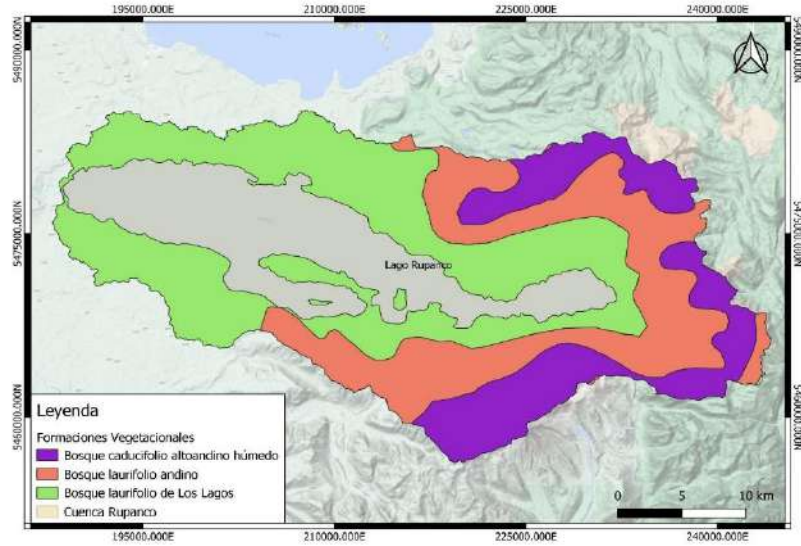


Figura 127. Formaciones vegetacionales en la cuenca del lago Rupanco. Elaboraci3n propia con informaci3n del portal <http://ide.mapas.mma.gob.cl/shapes/?C=N;O=A>.

El inventario de humedales de la cuenca del lago Rupanco, identifica 36 zonas como humedales, de las cuales s3lo 10 aparecen nombradas. Las restantes 26 zonas aparecen como “sin informaci3n” (MMA 2021).

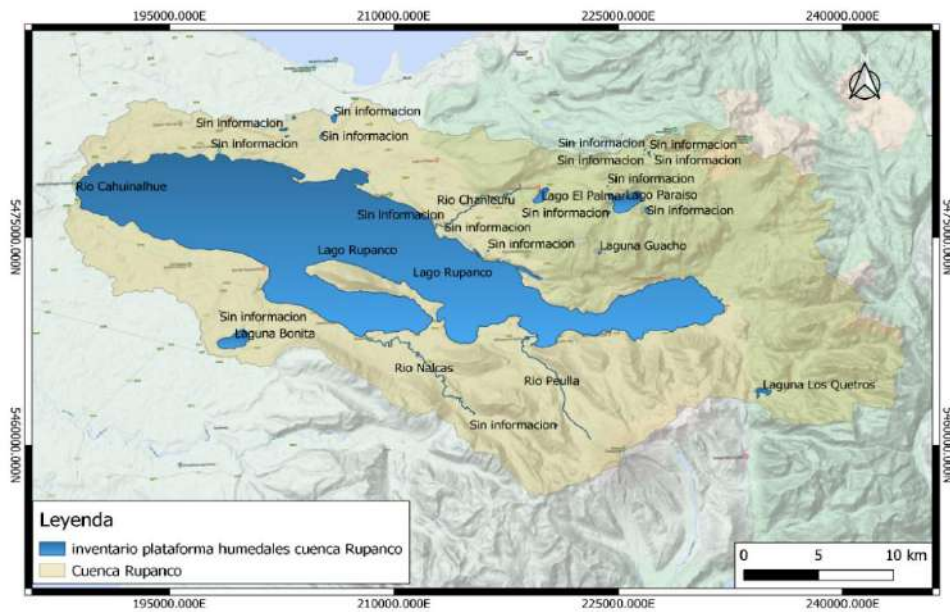


Figura 128. Inventario plataforma humedales cuenca del Rupanco.

Los SE culturales incluyen el turismo de la zona, donde la informaci3n obtenida de SERNATUR y cotejada con Google maps, nos muestra 38 sitios de cabañas o camping en la zona del Rupanco y los

sitios turísticos destacan el Cerro Sarnoso, Las Gaviotas de Rupanco, el Islote, el centro de esquí Antillanca y el Salto del Calzoncillo (Figura 129).

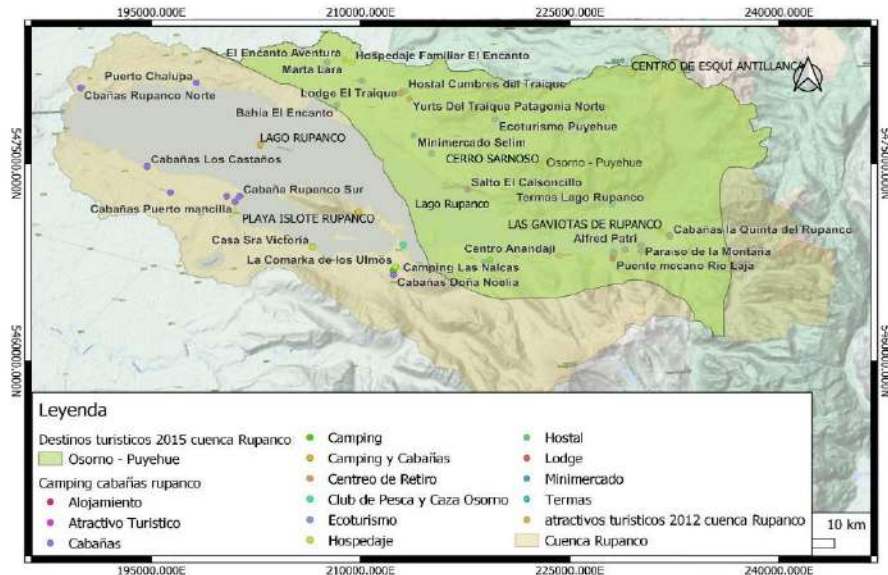


Figura 129. Atractivos turísticos en la cuenca del Llanquihue y cabañas y Camping de la cuenca del Rupanco.

Como una forma de apreciar la densidad poblacional de la cuenca se usaron los datos del censo 2017 para realizar la Figura 130 donde se muestra que el número máximo de personas por zona (109 zonas) fue de 248 habitantes.

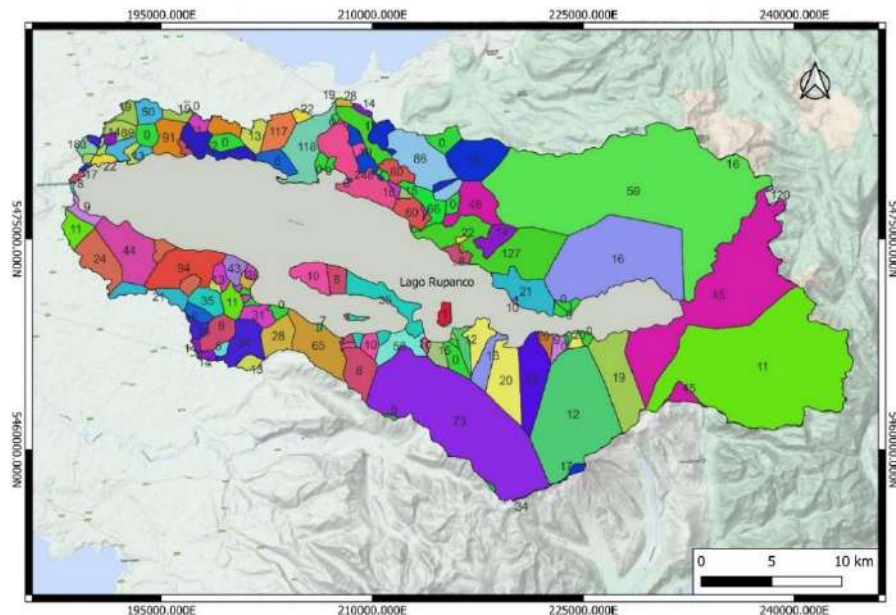


Figura 130. densidad de habitantes en 109 zonas delimitadas por el censo 2017 indicando el número de habitantes por zona.



4.1.2. Modelo conceptual de la cuenca del Lago Rupanco.

En la Figura 132 se muestra del funcionamiento del lago Rupanco y en la Figura 131 se muestra un modelo conceptual de la cuenca lacustre del Rupanco indicando servicios ecosistémicos presentes y la influencia de las actividades/usos antrópicos en la calidad ambiental del lago.

Servicios ecosistémicos: Dentro de las 4 principales categorías de clasificación de los servicios ecosistémicos entregados por la cuenca del lago Llanquihue aparecen de provisión, regulación, culturales y biodiversidad. Los servicios de *provisión* están relacionados con el alimento, madera y agua que entrega la cuenca del Llanquihue, ya sea de forma natural (ej. suministro de agua) o por medio de la producción de ellos (agricultura). Los servicios del tipo de *regulación* están relacionados con lo climático, calidad del aire, erosión, riesgos naturales, agua, polinización, calidad y tratamiento de agua, formación del suelo y regeneración. Los servicios de tipo *cultural* dan origen a los SE de recreación y de valores estéticos, los que se relacionan con el paisaje y la posibilidad de acceder a ellos para desarrollar actividades de recreación. Por último, los servicios ecosistémicos de *biodiversidad* y hábitat proveen el respaldo genético y ecológico para que la naturaleza se prolongue en el tiempo.

La experiencia nos muestra que a mayor intervención de tipo antrópico o el incremento de actividades que degradan el ambiente, disminuyen los SE entregados por la cuenca.

Contribuciones alóctonas hacia el lago: Desde la cuenca del Rupanco se producen diversos aportes al cuerpo de agua. El tipo y concentraciones de estos aportes está relacionado con las coberturas y actividades que se desarrollen en la cuenca. El uso de suelo “bosque nativo” presente en la cuenca del Rupanco, se caracteriza por realizar bajas contribuciones de nutrientes y materia orgánica, predominando lo orgánico (Oyarzún *et al.* 1997). Los cambios en las coberturas y tipos de uso de suelo, repercute sobre las entradas de nutrientes y materia orgánica al cuerpo de agua, siendo las actividades de antrópicas las que en su mayoría realizan los mayores aportes de nutrientes y materia orgánica en la cuenca provenientes principalmente del uso de fertilizantes, desechos de animales, residuos domiciliarios y RILes, entre otros. Adicionalmente a las entradas desde la cuenca, podemos identificar las contribuciones de precipitaciones al lago. Por ejemplo, el nitrógeno gaseoso (N_2) presente en la atmósfera que puede ser fijado por cianobacterias.

Cuerpo de Agua: En sistemas lacustres el fitoplancton necesita nutrientes, carbono y luz para realizar fotosíntesis. En lagos donde los aportes de nutrientes son mínimos, estos pueden ser limitantes para el crecimiento fitoplanctónico y dadas estas condiciones, la zona fótica en los lagos alcanza mayores profundidades (Montecino 1991). En general, la materia orgánica (MO) producida es consumida o degradada por actividad bacteriana antes de llegar al fondo y cuando las condiciones del fondo son aeróbicas, el fósforo soluble puede precipitar en el sedimento al ser adsorbido por hidróxidos férricos y carbonato de calcio.

La degradación de la materia orgánica en la columna de agua requiere oxígeno, por lo que, en grandes concentraciones, disminuye el oxígeno en la columna de agua. El incremento de los nutrientes disponibles en los lagos estimula el crecimiento fitoplancton (Chislock *et al.* 2013), disminuyendo la zona fótica y produciéndose elevada materia orgánica con la senescencia. Frente a esto, la gran

cantidad de materia orgánica proveniente de la floración no alcanza a ser degradada en la columna de agua y sedimento.

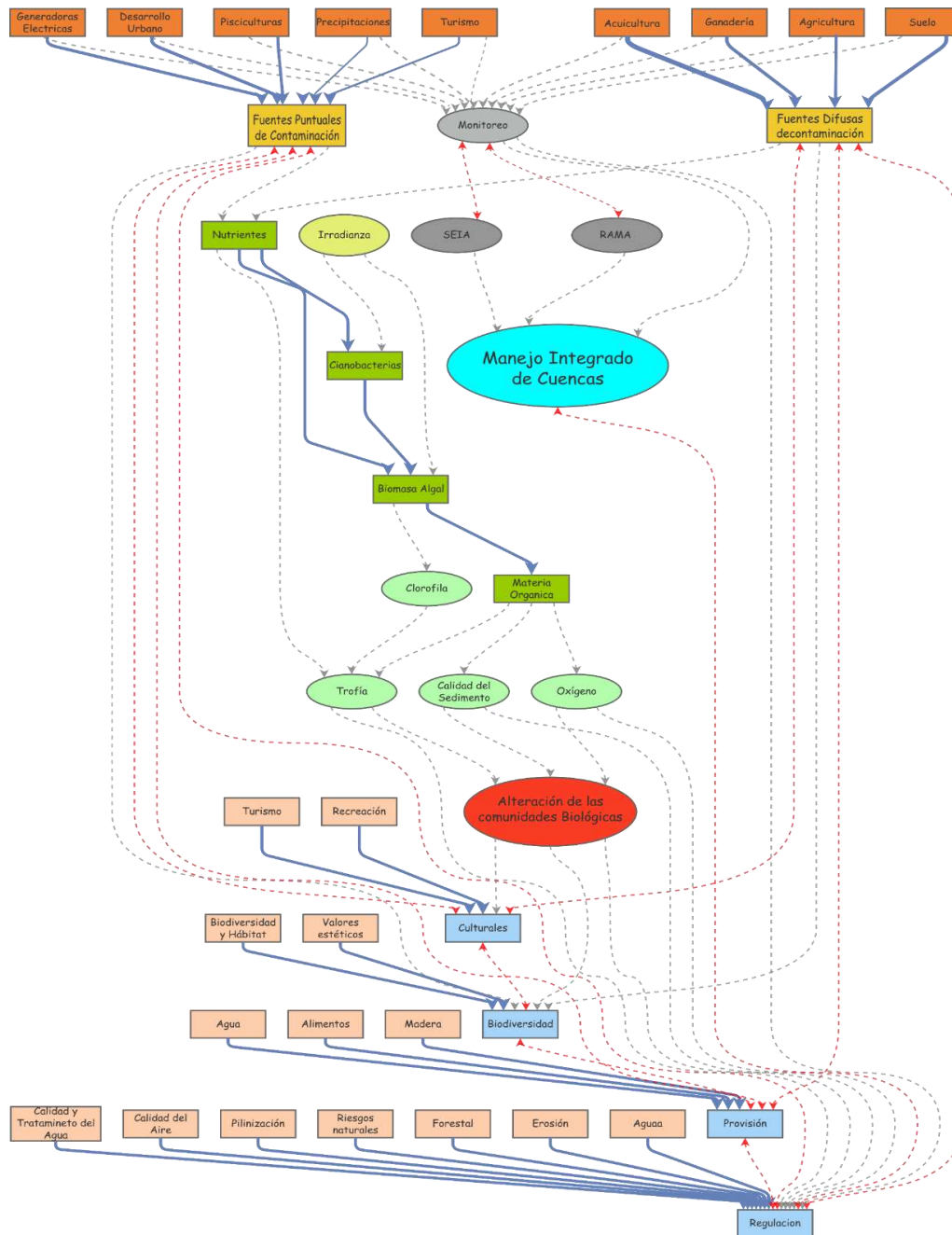


Figura 131. Modelo conceptual de la cuenca del lago Rupanco. En cuadrados azules los 4 grupos principales de servicios ecosistémicos. En cuadrados naranja los servicios ecosistémicos que se pueden agrupar en las 4 categorías principales. En verde el acoplamiento de las variables biológicas y químicas. En tonos café aparecen las fuentes de contaminación tanto difusas como puntuales. En gris lo referente a la toma de datos y monitoreos.



En el fondo, la degradación de la materia orgánica por actividad bacteriana disminuye las concentraciones de oxígeno (Burns *et al.* 2005), al ser utilizado en su descomposición. En el caso de darse condiciones de anoxia, el fósforo presente en los sedimentos puede ser reducido y liberarse hacia la columna de agua. Mientras que el nitrógeno puede acumularse en forma de NH_4^+ al cesar la nitrificación (Hickey & Gibbs 2009).

Por otra parte, para el fitoplancton que forma frústulos (ej. diatomeas de gran tamaño), la disponibilidad de sílice es importante (Egge & Aksnes 1992). En el lago Llanquihue los silicatos son naturalmente abundantes, por tanto, no es limitante para diatomeas. En caso de que aumente la productividad biológica, los silicatos en el lago podrían disminuir si las proliferaciones se encuentran dominadas por diatomeas de gran tamaño.

Por otra parte, el mismo modelo conceptual para la cuenca del lago Rupanco, pero visto desde el punto de vista de los nutrientes se muestra de la siguiente forma:

$$\text{Nut} = \text{Nut}_{\text{entran}} - \text{Nut}_{\text{salen}}$$

Nut = Concentración de nutrientes en la columna de agua del lago Rupanco.

Nut_{entran} = *RILes + Usos de suelo + Precipitaciones + Salmonicultura*

Nut_{salen} = *Efluente + Sedimentación (secuestro) + Consumo Fitoplancton.*

Donde:

RILes: Son los Residuos Industriales Líquidos que son producidos por las empresas y que son eliminados dentro de la cuenca del lago Rupanco.

Usos de Suelo: Son los usos que se les da a la tierra. Varía entre bosque nativo, pradera, agricultura, ganadería, forestal (monocultivo), suelo desnudo, urbano, humedales, cuerpos de agua, nieve, matorral, etc.

Precipitaciones: Poseen una carga de nitrógeno y fósforo que se deposita en el proceso sobre el espejo del agua y que dependiendo del área puede implicar una carga de nutrientes significativa.

Salmonicultura: Aporte de nutrientes hacia la columna de agua y sedimentos, principalmente desde balsas jaulas ubicadas en el espejo de agua del lago Rupanco.

Efluente: En este caso el único efluente del lago Rupanco es el río Rahue ubicado en el lado este del lago

Sedimentación: En determinadas circunstancias y a través de diversos mecanismos (alimentación de salmónidos, producción de fecas de organismos, fitoplancton senescente, precipitación, etc.), los nutrientes pueden sedimentar y permanecer en el fondo lacustre (secuestro).

Adicionalmente, estas variables afectan o se ven afectadas por parámetros medibles y que son:

Temperatura = Aumenta con el aumento de la radiación solar en las épocas estivales (octubre a marzo). Afecta las tasas metabólicas de los organismos y por ende el consumo de oxígeno (Marañón *et al.* 2018). También afecta la solubilidad del oxígeno en la columna de agua (García & Gordon 1992) y las tasas fotosintéticas de plantas, macroalgas y fitoplancton fotosintetizador (Lee *et al.* 2007).



- pH = baja (acidifica) al aumentar la descomposición de la materia orgánica tanto en la columna como en el fondo del lago (Hendrey 1979) y puede afectar, dependiendo de la magnitud del cambio, a organismos tanto en su comportamiento como en su sobrevivencia (Muniz 1984). Baja al aumentar la producción primaria (pp) (mayor cantidad de materia orgánica disponible).
- Conductividad = Se ve afectada (aumenta) al incrementarse la concentración de nutrientes o materia orgánica en suspensión en la columna de agua (Savage & Gazey 1987).
- DQO = Aumenta al subir las concentraciones de materia orgánica en la columna de agua y al aumentar la temperatura. Aumenta con la producción primaria (Hargrave 1972).
- Oxígeno = Tanto en concentración como en saturación, se ve afectado por la temperatura, tasas metabólicas y actividad fotosintética. Un aumento en la producción primaria genera en primera instancia más oxígeno, pero cuando el fitoplancton muere, el oxígeno disminuye al aumentar la actividad de descomposición (Burns *et al.* 2005).
- Sílice (silicatos) = Depende de la composición y de los usos del suelo, lluvia y escorrentía, además del tipo de fitoplancton (diatomeas de gran tamaño usan mayor cantidad de sílice) que habita en la columna de agua en determinada época del año (Egge & Aksnes 1992). Cuando aumenta la producción primaria, disminuyen los silicatos en las capas superficiales de la columna de agua. Y a medida que aumenta el fitoplancton senescente aumenta la concentración de sílice hacia las capas más profundas.
- Secchi = La profundidad del disco Secchi se ve afectada directamente por la cantidad de materia en suspensión en la columna de agua (transparencia del agua), esta materia en suspensión puede ser fitoplancton, materia orgánica o inorgánica. A mayor producción primaria, mayor materia orgánica en suspensión.
- Nutrientes = Tanto el nitrógeno como el fósforo se ven afectados en su concentración de la columna de agua por la acción antropogénica, y factores naturales anteriormente nombrados y también por la producción primaria (PP) (Chislock *et al.* 2013), donde los nutrientes pueden ser los limitantes del sistema y cuando están disponibles pueden gatillar floraciones de diatomeas de gran tamaño, aumentando la PP (Kitner & Poulickova 2003).
- Clorofila-a = Es un reflejo de la cantidad de organismos fotosintetizadores que se encuentran en la columna de agua, cuando se producen condiciones de alta luminosidad y nutrientes en la columna de agua, aumenta la producción primaria, aumentando la concentración de Cl-a en la columna de agua (Montecino 1991).

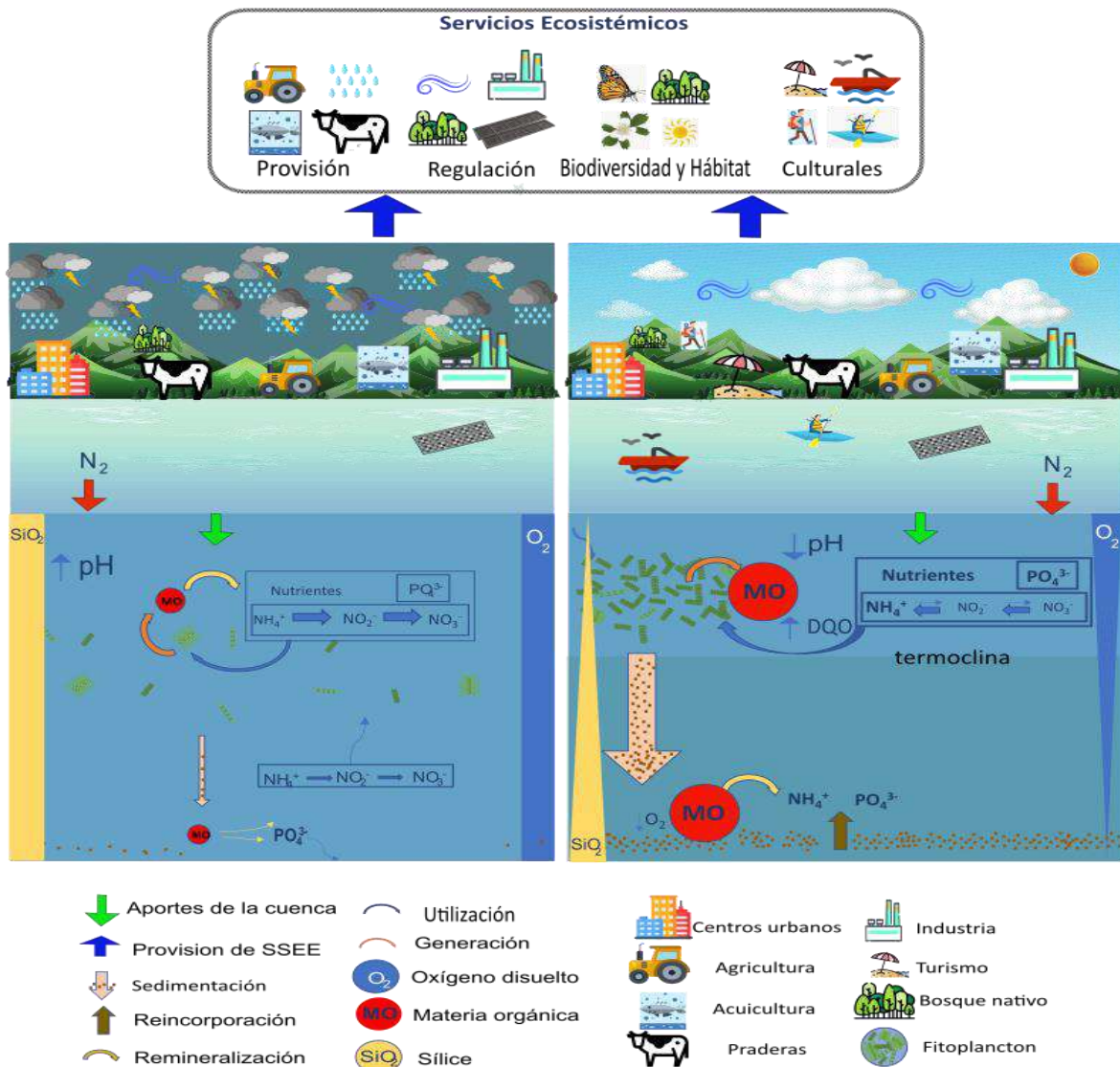


Figura 132. esquema sobre el funcionamiento del lago Rupanco durante el invierno y verano, incluyendo los servicios ecosistémicos presentes.

Finalmente, al verse afectados algunos de estos parámetros, como el aumento de la temperatura, concentración de nutrientes y por consecuencia aumento de la biomasa algal, repercuten sobre la condición trófica del lago, lo que en última instancia afecta los SE que entrega este cuerpo de agua ya sea en relación al turismo, calidad de agua potable, salmonicultura, biodiversidad y otros.



6.- DISCUSIÓN

Objetivo específico 1. *Evaluar el estado ambiental de ecosistemas lacustres que presentan actividades de acuicultura.*

Ranco

Con respecto a la columna de agua del lago Ranco, se observó un comportamiento típico de este lago para comienzo de primavera (Pesse *et al.* 2016a, 2020, 2021). Donde se identificaron señales del comienzo de estratificación, con un leve incremento de la temperatura en el estrato superficial. El lago Ranco puede ser clasificado como un lago monomítico templado, haciendo referencia a que posee un periodo de mezcla de la columna de agua, y posteriormente con el incremento de la temperatura comienza a estratificarse en primavera.

En las estaciones muestreadas del lago Ranco se identificaron algunas diferencias entre los perfiles, relacionadas con la profundidad donde ocurrió el cambio de la temperatura, oxígeno y conductividad en la columna de agua. Esto puede encontrarse relacionado con la intensidad del viento, luego de realizar los muestreos en las estaciones C1 y 100972 (E1) la intensidad del viento incrementó, y posterior a esto se efectuó el muestreo de la estación 101955 (E2), encontrándose la columna de agua más mezclada.

En comparación a información previa para igual época del año, las concentraciones de nutrientes en el lago Ranco fueron un poco más bajas (Pesse *et al.* 2016a, 2018, 2021). Encontrándose el lago Ranco dentro de límites tróficos previos, el nitrógeno total osciló en rangos ultraoligotróficos, mientras que el fósforo fluctuó entre rangos ultra y oligotróficos. La baja disponibilidad de nutrientes en el lago Ranco generó que la productividad biológica fuera baja, en niveles ultraoligotróficos, similar a lo previamente registrado (Pesse *et al.* 2016a, 2018, 2021). En general la transparencia fue oligotrófica, pero en la estación 100972 (E1) fue reducida, dentro de niveles mesotróficos, posiblemente podría relacionarse a contribuciones desde la cuenca. Presentó una riqueza de taxa de fitoplancton considerada normal, dentro del rango observado anteriormente para este lago, así también su abundancia fitoplanctónica. Si bien en esta oportunidad no se registraron especies plaga ni potencialmente nocivas, Pesse *et al.* 2016b y 2017, se encontraron Cianobacterias del género *Dolichospermum*. Aun cuando no se han encontrado en bajas densidades, existen poblaciones las cuales, de darse las condiciones de estancamiento de la columna de agua, temperatura, luz y nutrientes, estas podrían proliferar. Este género de microalgas es la que causa las floraciones algales nocivas en lagos como el Villarrica (Urrutia *et al.* 2017), y Huillinco en el sur de Chile (Ver reporte en anexo), y también en grandes lagos como el Superior en Canadá y Estados Unidos (Lefrancois 2019). Por lo cual, se considera importante el monitoreo de microalgas potencialmente tóxicas en las zonas costeras aptas para el baño, o desde donde se extrae agua para potabilización.

Al igual que en años anteriores, se identificó al uso de suelo como principal contribuyente de fósforo al sistema lacustre, y en menor grado las pisciculturas, lo que denota la necesidad de tomar en cuenta estrategias de planificación territorial, que consideren las exportaciones de los diferentes usos de suelo y cobertura vegetal a la hora de generar alguna modificación de uso de suelo y cobertura vegetal. Dentro de los lagos Araucanos, el lago Ranco es uno de los lagos en cuya cuenca se registra una



mayor actividad antrópica, especialmente en el ámbito de la ganadería, lo que hace que las praderas sean el principal aportante de PT al lago. Para resguardar la sostenibilidad ambiental de este recurso acuático se debe tomar en consideración esta actividad, ya que como se ha documentado en diversos estudios (Jeppesen *et al.* 2001, Bradshaw 2001, Johansson *et al.* 2005), el desarrollo biológico en lagos se relaciona con las actividades humanas y las prácticas de modificación de uso de la tierra en sus cuencas lacustres.

En cuanto a la capacidad de carga del lago Ranco, éste aún presenta capacidad de recibir nutrientes antes de llegar a su carga crítica. Sin embargo, como todos los lagos, éstos son sumideros de todos los xenobióticos que ingresan desde sus cuencas respectivas, llegando a un punto en que el lago no es capaz de mantener su desarrollo biológico en equilibrio, aumentando luego su nivel trófico. Justamente aquello se debe prevenir, considerando un manejo integrado de cuencas, que incluya a todos los actores pertinentes, como también regulaciones y/o normas que permitan hacer el seguimiento y monitoreo de estos lagos con el fin de resguardar su calidad ambiental.

Por otro lado, recalamos la importancia de generar información ambiental de larga data, con una alta frecuencia de muestreo, que permita con posterioridad poder relacionar y comprender de mejor manera las fluctuaciones que presentan estos sistemas lacustres en relación a eventos tanto locales como globales. Para ello, no tan sólo se debe considerar la concentración de nutrientes en sí, sino también considerar la respuesta de los nutrientes en relación al cambio climático. El efecto directo de un aumento de las temperaturas en el estado biológico de los lagos aún está sujeto a discusión. Genkai-Kato y Carpenter (2005) prevén efectos negativos porque un aumento de las temperaturas puede gatillar una mayor carga interna de fósforo, que pudiera reducir la carga crítica de fósforo necesaria para iniciar cambios en el régimen del ecosistema. Junto a ello, consideramos además importante conocer no tan solo la concentración de los nutrientes en el cuerpo lacustre, sino también tener mayor entendimiento de cómo ingresan estos nutrientes, y cómo éstos se transforman en el lago para luego ser biodisponible para la productividad primaria y secundaria.

Puyehue

En los perfiles de columna de agua se observó el incremento de temperatura en superficie, asociado al comienzo de estratificación térmica de la columna de agua en un lago monomítico templado en época de primavera (Wetzel 2001), condiciones evidenciadas en registros anteriores para esta época (Pesse *et al.* 2020, 2021). En la estación 100205 (E1), el epilimnion fue más profundo, posiblemente asociado a la localización y profundidad de la estación. Con respecto al oxígeno, la columna de agua en todos los casos se encontró bien oxigenada, aunque se evidenció una tendencia a disminuir en profundidad, en especial en la estación más profunda.

En el lago Puyehue se registraron las concentraciones más altas de nutrientes de los lagos Araucanos. Esta es una condición que se ha mantenido en los diferentes periodos que se ha estudiado este lago (Pesse *et al.* 2017, 2018, 2020, 2021). El nitrógeno total se encontró dentro de límites oligotróficos, mientras que el fósforo total osciló entre rangos ultraoligotróficos y eutróficos. La mayor disponibilidad de nutrientes es un elemento clave en el incremento de la productividad biológica de los sistemas,



registrándose en el lago Puyehue las concentraciones de clorofila más elevadas de lagos Araucanos. Consecuentemente la transparencia registrada en el lago Puyehue fue reducida, en la mayoría de los registros estuvo en límites mesotróficos.

Pesse *et al.* (2021) indicó que en la componente fitoplanctónica se ha registrado una predominancia de las diatomeas, con presencia de dinoflagelados, actualmente se observó una similar tendencia hacia la predominancia de las diatomeas. En el zooplankton fue dominante *D.pulex* coincidiendo con lo reportado en etapas precedentes del estudio. El rotífero *Kellicottia sp.*, ha sido observado en mayor abundancia desde el año 2019.

De acuerdo a las concentraciones de PT en la columna de agua, el modelo de capacidad de carga indica que el lago aún tiene capacidad para recibir PT sin cambiar de estado trófico. El lago Puyehue presentó un tiempo teórico de renovación de sus aguas similar al lago Ranco (~ 5 años), siendo uno de los menores tiempos calculados para los lagos Araucanos. Según Schindler *et al.* (1978) y Canfield & Bachmann (1981), tiempos de renovación cortos favorecen en general la circulación y el egreso de nutrientes por los efluentes de los lagos, sugiriendo una relación inversa entre el porcentaje de pérdida de PT por el efluente y el tiempo de renovación, es decir a menor tiempo de renovación del cuerpo de agua, mayor es la pérdida de nutrientes por éste.

Se identificó como principal actividad o fuente aportante de PT al sistema lacustre al uso de suelo, lo que en gran parte está siendo contribuido desde las praderas, seguido por el suelo desnudo y bosque nativo. Al igual que en el lago Ranco y Llanquihue, este es un resultado muy relevante, ya que denota que las praderas son el principal aportante de PT a estos sistemas lacustres. Igualmente se quiere recalcar, que el coeficiente de exportación de nutrientes para las praderas proviene de una experiencia que se realizó en praderas bien laboreadas en la cuenca del lago Llanquihue (Vera *et al.* 2020). Si bien las cuencas de lagos Araucanos pueden asemejarse en cuanto a sus pendientes, usos de suelo y cobertura vegetal, y en algunos casos en el tipo de suelo, cada cuenca lacustre puede tener su particularidad. Por ello, es que consideramos necesario realizar más experiencias de coeficientes de exportación para diversos usos de suelo, de preferencia para cada cuenca lacustre en estudio. En el cálculo del balance de nutrientes del lago Puyehue, así como también para el lago Ranco y Llanquihue, en donde existe una mayor actividad antrópica, hemos visualizado la escasa información existente de descargas de RIL provenientes de las industrias, lo que dificulta la precisión del cálculo de balance de nutrientes.

Rupanco

En la columna de agua del lago Rupanco, se reflejó el funcionamiento de un lago monomítico templado en primavera, donde en el estrato superficial comienza a incrementar la temperatura, en las estaciones menos profundas el aumento fue mayor. El oxígeno en la columna de agua, en todos los casos estuvo disponible, pero su distribución fue menor en el epilimnion, aumentando en el metalimnion y luego fue disminuyendo en profundidad, especialmente en las estaciones más someras. Esta distribución en la columna de agua responde al incremento de temperatura en el epilimnion que disminuye la solubilidad de oxígeno en este estrato, y el consumo de oxígeno en el hipolimnion para



la degradación de la materia orgánica va disminuyendo su disponibilidad en profundidad (Wetzel 2001). Adicionalmente, la mayor productividad biológica en el metalimnion, estaría contribuyendo con una mayor disponibilidad de oxígeno (Wetzel 2001).

En general, las concentraciones de nitrógeno fueron menores en profundidades que las concentraciones de clorofila fueron más elevadas, posiblemente por su utilización por parte de los productores primarios. En la estación 101707, donde se registró una mayor disponibilidad de nitrógeno y fósforo total, se presentaron las mayores concentraciones de clorofila. Con respecto al estado trófico, a pesar que las variables indicadoras de trofia se encontraron mayoritariamente en rangos óptimos, en todos los casos presentaron registros asociados al siguiente nivel trófico.

En esta etapa del estudio se determinó no tan solo el balance de fósforo para este lago, sino también se calcularon los egresos e ingresos de nitrógeno al lago. Estudios existentes conducen a que no tan solo la carga de fósforo se relaciona directamente con las floraciones de algas nocivas (FAN). Estudios emergentes indican y han demostrado que el nitrógeno es más importante de lo que se pensaba originalmente en relación a FAN en agua dulce. En Davis *et al.* (2015) se ha demostrado la relación directa con la biomasa del FAN y su potencial toxicidad. Por ejemplo, en las pruebas de laboratorio en *Microcystis*, especie de cianobacterias que componen las FAN en el lago Erie, a menudo responden rápidamente a las adiciones de nitrógeno al aumentar tanto la biomasa como la toxicidad con y sin fósforo adicional. *Microcystis* y otras cianobacterias pueden producir microcistinas, que son potentes cianotoxinas hepáticas (Davis *et al.* 2015). Siendo la composición de la microcistina rica en nitrógeno, la producción de toxinas requiere una gran cantidad de este nutriente (Barnard *et al.* 2021). Por tanto, las adiciones de nitrógeno pueden aumentar la biomasa y la toxina de ciertas especies. El fitoplancton del lago Rupanco, ha mostrado a través de las etapas de este estudio que, en la mayor parte de la zona más pelágica del lago generalmente predominan las grandes diatomeas coloniales. Más se ha observado que en las bahías más someras y zona del desagüe los dinoflagelados cobran suma importancia, lo cual podría estar indicando que hay alimento disponible y condiciones de la columna de agua son favorables para su permanencia. Así también se han registrado cianobacterias en baja abundancia relativa, más su presencia indica que de producirse las condiciones de columna de agua y requerimientos alimenticios estas microalgas podrían proliferar.

De acuerdo al balance nitrógeno y fósforo, obtuvimos que, para ambos casos, los nutrientes provienen mayormente del uso de suelo y cobertura vegetal, principalmente desde las praderas, similar a lo registrado para los lagos Ranco, Puyehue y Llanquihue. Más, como se ha mencionado anteriormente, se hace necesarios estudios de coeficientes de exportación provenientes de las praderas, que sean sitio específico, ya que cada cuenca en estudio, así como sus microcuencas pueden tener particularidades especiales que hagan que los factores de exportación difieran entre sí, principalmente por el tipo de suelo, pendiente, así como también el trabajo de laboreo y fertilización que se realice en las praderas. Hasta el 2015 el lago Llanquihue sustentaba a nivel nacional la mayor producción de alevines en balsas jaulas en agua dulce, siendo siempre el lago Rupanco el segundo mayor productor de alevines en lagos. Sin embargo, a partir del año 2016, la producción en el lago Llanquihue comenzó a disminuir drásticamente, mientras que en el lago Rupanco se registró una fuerte alza, lo que sitúa a este último en la actualidad como el principal productor de alevines en balsas jaulas a nivel nacional, lo que conlleva a que esta actividad sea la segunda fuente aportante de nutrientes.



Si bien el lago Rupanco es tres veces más chico que el lago Llanquihue, su cuenca es igual de grande que la cuenca del Llanquihue, por lo que se debe tener especial resguardo con el ingreso de nutrientes provenientes de la cuenca lacustre. A pesar de ello, al lago Rupanco le favorece su tiempo de renovación, que ha sido calculado entre ~ 12-14 años, en comparación al lago Llanquihue en donde se ha calculado un tiempo de renovación entre ~ 50-80 años.

De acuerdo a las concentraciones de fósforo y nitrógeno en la columna de agua, el modelo de capacidad de carga indicó que el lago aún tiene capacidad para recibir nutrientes sin cambiar de estado. Más, se debe tener en cuenta que lagos con altos tiempos de retención del agua contribuyen a una mayor tasa de transformación de los nutrientes, y el lago Rupanco es el segundo lago, posterior al lago Llanquihue, que requiere de un mayor tiempo para renovar sus aguas.

Igualmente, para todos los lagos en estudio, se considera necesario contar con mayor frecuencia de muestreo, que permita visualizar fluctuaciones relacionadas a los efectos ligados a las épocas del año (por ejemplo, describir sucesiones de la composición del fitoplancton y zooplancton y cómo varía su estructura y abundancia según época), así como a los efectos locales y globales. También es importante determinar bajo cuáles formas químicas ingresan los nutrientes, ya sea de manera soluble, inorgánica u orgánica, y así tener mayor claridad de las diferentes formas de nutrientes que por ejemplo ciertas cianobacterias, generadoras de FAN, requieran. En el caso de *Microcystis* por ejemplo, la producción de floraciones depende de la forma de nitrógeno existente (Harke *et al.* 216), siendo el amonio la forma más biodisponible, y el nitrógeno atmosférico el menos biodisponible. Además, contar con mayor frecuencia de muestreo nos permite determinar los momentos cuando la columna de agua se encuentra en estado de estratificación o mezcla, o en el proceso hacia ambos estados. Aquello es de gran relevancia, ya que según Abarca (2018), la dispersión de vertimiento de contaminantes en el lago depende fuertemente de la estratificación.

Llanquihue

La temperatura en el lago Llanquihue mostró una clara variabilidad estacional. En época de invierno y comienzo de primavera la columna de agua se encontró completamente mezclada. Luego con el incremento de la temperatura atmosférica, el estrato superficial fue aumentando la temperatura y así se comenzó a estratificar térmicamente la columna de agua, manteniendo esta condición hasta la época de otoño. Reflejando un comportamiento correspondiente a un lago monomítico templado, mezclándose completamente durante un periodo, para luego encontrarse estratificado (Wetzel 2001).

Con respecto a la variabilidad espacial asociada a la temperatura en el lago Llanquihue, en el muestreo de primavera en las diferentes estaciones se observó el incremento de temperatura en superficie asociado a esta época del año, el cual fue mayor en las estaciones menos profundas y las localizadas en el sector noreste del lago, relacionado a los regímenes del viento de esa zona.

En relación a los nutrientes en la columna de agua, las concentraciones de nutrientes mostraron una variabilidad a través de la columna de agua. En la mayoría de los casos las concentraciones más elevadas de nutrientes estuvieron asociadas al estrato de mayor profundidad (250m). En estratos



superiores, vinculado a la zona fótica, los nutrientes estuvieron menos disponibles, al ser utilizados en la productividad biológica.

Así también se evidenció una variabilidad estacional de los nutrientes disponibles en la columna de agua. En época de invierno y comienzo de primavera la columna de agua se encontró completamente mezclada, encontrándose con una mayor disponibilidad de nutrientes en toda la columna de agua (NT, N-NO₃, SiO₃, PT). La mezcla de la columna de agua en conjunto con las contribuciones desde la cuenca se encargó de nutrir la zona fótica. Generando condiciones propicias para que las diatomeas dominaran el fitoplancton, constituidas principalmente por especies con células de gran tamaño, generándose el máximo de productividad biológica en este período. Frente a la dominancia de diatomeas, el zooplancton estuvo conformado exclusivamente por los copépodos *Tumeodiaptomus diabolicus* y *Mesocyclops araucanus*, además de nauplii. *Tumeodiaptomus diabolicus*, es un copépodo Calanoideo con hábitos principalmente herbívoros (Encina-Montoya *et al.* 2017). Mientras que, *Mesocyclops araucanus*, corresponde a un Cyclopoideo, quienes poseen una conducta más oportunista, alimentándose de fitoplancton o pequeños zooplancteres, según la disponibilidad (De los Ríos *et al.* 2010, Kamjunke *et al.* 2012).

Posteriormente, con la estratificación térmica de la columna de agua y la mayor productividad biológica, los nutrientes disponibles en el epilimnion disminuyeron. Generando un cambio en la estructura comunitaria del plancton. La composición fitoplanctónica pasó a estar dominada por *Dinobryon* spp.. Esta Chrysophyceae posee hábitos mixotróficos, ya que además de realizar fotosíntesis, en condiciones subóptimas puede obtener su energía alimentándose de otras fuentes (Bellinger & Sigeo 2010). La sucesión fitoplanctónica motivó un cambio en la composición zooplanctónica, pasando a conformarse principalmente por cladóceros y rotíferos.

Con el descenso de la abundancia de copépodos incrementó la presencia *Daphnia pulex* y *Kellicottia* sp., conformando sobre un ~ 68% del zooplancton. El incremento de la temperatura en el mes de diciembre y una disminución del alimento podría haber provocado una disminución de la abundancia de *D. pulex* (Feniova *et al.* 2013). Al existir una competencia por nicho entre ambos grupos (Arcifa *et al.* 2020), el descenso de *D. pulex* podría estar propiciando el incremento y dominancia del zooplancton del rotífero *Kellicottia* sp.

Con respecto a la transparencia registrada mensualmente, a pesar que en su mayoría se encontró dentro de rangos oligotróficos, al igual que los registros en muestreo realizado en las diferentes estaciones. Sin embargo, en la estación 100070 se registró dentro de condiciones mesotróficas, asociado a las características físicas e hidrodinámicas de la bahía y un historial histórico de aportes por parte de la actividad de acuicultura en balsas jaulas y viviendas asociadas a esta zona.

En el análisis mensual del lago Llanquihue (estación C2), las concentraciones de nutrientes y clorofila se encontraron mayoritariamente dentro de límites ultraoligotróficos. En tanto la transparencia estuvo principalmente en rangos oligotróficos. En cuanto a los resultados de las diferentes estaciones analizadas fueron similar, exceptuando por las concentraciones de fósforo, que en algunas los registros alcanzaron límites mesotróficos.



Al igual que en el lago Rupanco, el lago Llanquihue estaría siendo limitado tanto por fósforo como por nitrógeno, por lo que se actualizó el balance de ambos nutrientes. En cuanto al balance de fósforo y de nitrógeno, se identificó al uso de suelo y cobertura vegetal, específicamente a la pradera, como la principal aportante de ambos nutrientes, seguido por las balsas jaulas, similar a lo obtenido para el lago Rupanco. Si bien, a partir del año 2016 la acuicultura en balsas jaulas en el lago Llanquihue disminuyó sustancialmente, siendo desplazado como primer productor de alevines en balsas jaulas a nivel nacional por el lago Rupanco, su producción debiera tender al mínimo en un futuro cercano. Sin embargo, dado el alto tiempo de renovación de las aguas del lago Llanquihue, además de que el PT requiere de un tiempo mínimo para ser reutilizado por la cadena trófica (se ha calculado para este lago un tiempo de equilibrio para PT entre 8-12 años), el PT proveniente de la acuicultura estaría aún biodisponible en la próxima década. Existe escasa información local sobre la descomposición, reintegración y biodisponibilidad de nutrientes en los lagos, visualizándose la necesidad de contar con información de cómo ingresan estos nutrientes, sean de manera particulada, soluble, orgánica y/o inorgánica.

Como bien se ha mencionado con anterioridad, en el caso de ciertas cianobacterias, existe una relación entre el aumento de biomasa algal y su eventual toxicidad, con la forma de los compuestos fosforados y nitrogenados en el ambiente acuático. Por ejemplo, especies de cianobacterias, como *Microcystis*, que pueden generar FAN en agua dulce, generan una toxina llamada microcistina, que posee alto contenido de nitrógeno (Davis *et al.* 2015). Por lo cual, requiere nitrógeno para aumentar su biomasa y generar toxinas, específicamente en forma de amonio, que le es más biodisponible, en comparación al nitrógeno atmosférico. Esta relación debiera ser evaluada con especies de microalgas locales, a diferentes concentraciones, combinaciones y formas moleculares para ambos nutrientes, en sistemas controlados (laboratorios de investigación).

En las primeras etapas de este programa de estudio se había identificado a la actividad de acuicultura en balsas jaulas como la principal contribuyente de PT al lago, empero, de acuerdo a los estudios realizados para identificar los coeficientes de exportación de praderas (Vera *et al.* 2020), además de la disminución de la acuicultura en balsas jaulas en este lago, las praderas tomaron el protagonismo en cuanto al aporte de nutrientes. Si bien el estudio de Vera *et al.* (2020) se realizó en dos praderas de la cuenca del lago Llanquihue, se sugiere la realización de un estudio que evalúe un mayor número de praderas, con el fin de poder pesquisar diferentes tipos de praderas, según intensidad de laboreo, uso de fertilizantes, tipo de suelo, diferentes épocas de muestreo, y contar con un valor de exportación de nutrientes más representativo de lo que ocurre en la cuenca lacustre. Por otro lado, dado la importancia del ingreso de nutrientes a partir de las precipitaciones, se sugiere la toma de nuevas muestras de agua de lluvia para actualizar el contenido de nutrientes en ella. Una cobertura vegetal que ha sido escasamente evaluado en cuanto a factores de exportación y/o capacidad de retención de xenobióticos, han sido los humedales, tanto urbanos como rurales, dentro de las cuencas lacustres. Los humedales nos brindan variados servicios ecosistémicos, que, para su resguardo y uso sostenido, deben ser estos servicios ecosistémicos cuantificados, por lo que sugerimos estudios enfocados en su capacidad de retención y fijación de xenobióticos.

De acuerdo al modelo de capacidad de carga de ambos nutrientes, este lago aún tiene capacidad para recibir aportes de PT y NT, empero este es un modelo probabilístico, y los cambios de trofia pueden



ocurrir no necesariamente bajo un valor fijo de un parámetro. Por otro lado, la naturaleza de los lagos es a acumular los compuestos usados en su cuenca, aunado aquello a que el lago Llanquihue presenta un tiempo de renovación alto, además de un alto y constante ingreso de nutrientes, pudiendo generarse cambios de trofia de difícil reversión.

Hay que considerar que para el cálculo de la carga crítica se utilizaron valores provenientes mayormente de bahías que registran concesiones de acuicultura, así como zonas de máxima profundidad localizadas en medio del lago. El presente estudio no contempla la inclusión de zonas ribereñas en donde exista descarga directa de RILes por ejemplo, como son las zonas cercanas a ciudades en donde se genera mayor actividad antrópica. Si se incluyere y dirigiere ciertas estaciones de estudios hacia aquellos lugares más intervenidos, el valor calculado de la concentración de estos nutrientes debiera aumentar considerablemente, por tanto, también disminuiría el cálculo de capacidad de carga de este lago.

A pesar que este lago cuenta con una NSCA, y si bien su objetivo principal es prevenir su eutroficación (R.E. N°4275, 2008), no se encuentra acompañada de acciones preventivas, apuntando más bien a monitorear los niveles de parámetros indicadores de calidad. La mayoría de los sistemas lacustres no presentan una respuesta lineal frente a una presión antrópica, las respuestas pueden no ser evidentes hasta que el lago cambie abruptamente de estado (ILEC 2005, Phillips *et al.* 2018), sobre todo en lagos con un lento tiempo de recambio.

De acuerdo a los datos obtenidos de los sensores instalados en la columna de agua del lago Llanquihue, visualizamos que la temperatura registrada a los 15 y a los 50 m de profundidad mostró una baja constante, desde la instalación del anclaje hasta el 16 de junio, donde se produjo una baja abrupta de la temperatura. Registrando una temperatura similar a la obtenida por el sensor a los 250 m, hasta el día de su retiro. Por otra parte, el oxígeno mostró una importante baja en la misma fecha, para posteriormente alcanzar valores cercanos a los del inicio, en el sensor de los 50 m.

Esta fluctuación podría estar dado por un quiebre abrupto de la termoclina el día 16 de junio, que podría haber homogenizado la columna de agua y provocar una perturbación a los 50 m de la concentración de oxígeno, que luego se normalizó. La otra posibilidad, es que el sistema de anclaje haya colapsado y los sensores se encontraban en el fondo al momento de ser recuperado en septiembre. Pero la fluctuación de oxígeno en solo un sensor, sumado a que estos sensores de oxígeno están diseñados para soportar solo 100 m de profundidad, hacen poco probable que estuvieran a 250 m. Para evitar futuras incertidumbres, se incluirá un sensor de presión para monitorear la profundidad de los sensores del anclaje, al momento de re- anclar el sistema de monitoreo durante octubre 2021. Así también cabe destacar que los sensores de oxígeno si bien no fueron calibrados con mediciones de oxígeno con el método de Winkler si contaban con la calibración de fábrica. En la siguiente etapa del estudio se llevarán a cabo mediciones de oxígeno con el método de Winkler para cotejar y calibrar los valores de oxígeno disuelto obtenidos desde los sensores de registro continuo.



Chapo

La columna de agua del lago Chapo se encontró estratificada, siendo el único lago Araucano que registró formación de termoclina. Esto podría estar relacionado al período en que se realizó el muestreo, así como también a la menor temperatura que posee el hipolimnion del lago Chapo, favoreciendo la diferencia térmica en la columna de agua. En el lago Chapo se registraron las temperaturas más bajas en el hipolimnion de los lagos Araucanos, posiblemente relacionado a su localización.

En relación al oxígeno en el Chapo, la columna de agua se encontró bien oxigenada. La distribución del oxígeno en la columna de agua presentó menores concentraciones en superficie, la mayor temperatura del epilimnion disminuye la solubilidad del oxígeno en superficie. En el metalimnion incrementó el oxígeno, principalmente relacionado a la productividad biológica. Disminuyendo posteriormente en el hipolimnion, al ser utilizado para la degradación de la materia orgánica.

Las concentraciones de nutrientes y clorofila en el lago Chapo fueron bajas, encontrándose mayoritariamente dentro de rangos ultraoligotróficos. El nitrógeno presentó una clara variación a través de la columna de agua, lo cual puede estar asociado a su utilización en estratos superficiales para la productividad biológica, que es donde se registraron las mayores concentraciones de clorofila. Por otro lado, en el lago Chapo la transparencia fue reducida, encontrándose dentro de límites mesotróficos, esto podría deberse a las contribuciones de aguas de deshielo, que poseen una mayor presencia de minerales.

En el lago Chapo, la componente fitoplanctónica estuvo ligada mayormente a las diatomeas, con abundancias variables, siendo las mayores densidades registradas en el área más somera del lago. Similar tendencia se ha registrado en etapas precedentes de este estudio. La densidad zooplanctónica fue baja en esta oportunidad siendo la especie dominante *Kellicottia* sp. Pesse *et al.* (2021) describe que los zooplántontes más abundantes anteriormente fueron el phylum de los Branchiopoda.

En todas las etapas previas a este estudio, incluyendo el presente, en el balance hidrológico se ha calculado que ingresa menos agua al lago de lo que egresa por la central hidroeléctrica, lo que concuerda con los registros visuales, que denotan una clara baja del nivel del agua, gran parte del año. Por otro lado, tal como también se presume que ocurre para el caso del lago Rupanco, el alto número de afluentes en la cuenca del lago Chapo (Prado *et al.* 1997 describen 30 afluentes para el lago Chapo), puede que genere alteraciones al calcular la esorrentía por medio de la metodología de la curva número.

Si bien, la actividad de acuicultura en balsas jaulas dejó de operar posterior a la erupción del volcán Calbuco (es decir posterior al año 2016), y tres concesiones caducaron en el año 2019 (información entregada por SUBPESCA, 2019), en el cálculo del balance de PT se incluyó el promedio de producción de alevines de salmónidos en balsas jaulas en los últimos 10 años, ya que como el tiempo de renovación teórico fue calculado en ~ 10 años, el PT proveniente de la acuicultura aún estaría disponible en el sistema lacustre. Ante ello, los principales contribuyentes de PT al lago Chapo fueron la acuicultura, y el uso de suelo y cobertura vegetal, específicamente el bosque nativo.



Al igual que en las etapas previas de este estudio, el modelo de capacidad de carga estaría indicando que en el lago Chapo existiría teóricamente un margen disponible para recibir PT sin cambiar el estado actual de trofia del cuerpo. Empero, como este cuerpo de agua actúa similar a un embalse artificial, en donde el ser humano utiliza el caudal manejándolo de manera artificial, y dependiendo de nuestras necesidades energéticas a nivel nacional, lo hace más vulnerable a sufrir deterioro ambiental que pudiera ser prácticamente irreversible. Como también se ha señalado en los estudios anteriores, las disminuciones y aumentos drásticos del nivel del lago actúan en desmedro del desarrollo ecológico en la zona ribereña, área en donde especies acuáticas (tanto animales, macrófitas, como macroalgas) habitan de manera regular, pudiendo verse afectada su permanencia, y disponibilidad de refugio y alimento para especies tope, generando un desequilibrio en la trama trófica. Por ello, se sugiere realizar un estudio sobre la ecología asociada a las zonas ribereñas y su grado de vulnerabilidad ante cambios de nivel del lago.

Popetán

El lago Popetán es uno de los sistemas lacustres más pequeños y someros incluidos en el presente estudio. Los registros de temperatura en el lago Popetán, evidenciaron indicios de estratificación térmica, donde la temperatura descendió gradualmente en la columna de agua. El comportamiento y rango en que fluctuó la temperatura, fue similar a lo previamente registrado por Prado *et al.* (1997) y Pesse *et al.* (2021) para igual época del año.

Con respecto a los nutrientes, estos presentaron bajas concentraciones en toda la columna de agua. De hecho, corresponden a los niveles más bajos registrados en el lago Popetán (Prado *et al.* 1997, Pesse *et al.* 2016b, 2017, 2018, 2020, 2021). En la etapa previa de este estudio, para igual época del año las concentraciones de nitrógeno y fósforo total estuvieron sobre los 226 y 5,4 $\mu\text{g/L}$, respectivamente (Pesse *et al.* 2021). Mientras que, en esta etapa las concentraciones de nitrógeno y fósforo total fueron inferiores a 45 y 2 $\mu\text{g/L}$, respectivamente. Así también, las concentraciones de clorofila fueron más bajas a las previamente registradas (Pesse *et al.* 2016b, 2017, 2018, 2020, 2021). Esto podría estar sugiriendo que las contribuciones desde la cuenca podrían haberse modificado.

En relación al carbono orgánico disuelto, este se encontró distribuido homogéneamente en la columna de agua, y compuesto principalmente por ácido húmicos. Condición similar a lo registrado en la mayoría de las etapas anteriores (Pesse *et al.* 2017, 2018, 2020, 2021). Los ácidos húmicos se encuentran asociados a materia orgánica proveniente desde la cuenca, con características refractarias (Steinberg 2003). Estas características se relacionan con los resultados obtenidos por el modelo conceptual nutriente color, el que indica una condición distrófica, de igual forma a lo registrado en etapas previas (Pesse *et al.* 2017, 2018, 2020, 2021). Haciendo referencia al predominio de la materia orgánica autóctona en el lago Popetán, por sobre la materia orgánica generada en el lago (Williamson *et al.* 1999, Webster *et al.* 2008).

Como en los lagos Chilotes en general, este lago cuenta con un mermado ingreso de agua, siendo el agua lluvia la única fuente de ingreso, que ingresa de manera directa sobre la superficie del lago o a través de escorrentía de su pequeña cuenca lacustre. La concentración de nutrientes en lluvias en la



zona de Chiloé no debiera ser alta, debido al escaso número de industrias que generan emisiones al aire, sin embargo, como principal aportante de fósforo total al lago se han identificado las praderas se ha demostrado. Aquello denota la importancia de generar planes de manejo sustentable en el ámbito de la agricultura y ganadería, a fin de disminuir el uso de fertilizantes, herbicidas, y pesticidas, y que permita salvaguardar este pequeño lago para las comunidades que hacen uso de este recurso. Interesante propuesta se genera a través de la agricultura de precisión, que por medio de la inclusión de tecnología de precisión puede permitir hacer un uso sustentable del agua, así como también la disminución del uso de fertilizantes, herbicidas, y pesticidas, disminuyendo los impactos ambientales que este rubro genera. Como en estas cuencas lacustres, en donde la presión antrópica es intensa, proveniente específicamente de la agricultura y ganadería, se espera que en un futuro cercano el Estado otorgue la importancia de desarrollar una Estrategia Nacional de Fomento asociado a la agricultura de precisión, como una manera de adecuar el manejo de suelos y cultivos, mejorando la competitividad sectorial y la sostenibilidad de los recursos, y sobre todo protegiendo el medio ambiente.

Igualmente, como ya se ha mencionado con anterioridad, se hace necesario la ejecución de estudios relacionados a determinar los factores de exportación de nutrientes propios de cada zona, en especial en praderas de las cuencas de los lagos Chilotes, que están siendo consideradas como la principal fuente aportante de fósforo total.

Huillinco - Cucao

El sistema lacustre Huillinco – Cucao es un sistema complejo, que considera a dos lagos, lago Huillinco y Cucao, que se encuentran contactados por un canal, y que desembocan en el mar por el río Cucao, que posee una reducida longitud. Este sistema se encuentra emplazado en una cuenca de gran tamaño, teniendo una proporción área cuenca: área lago ($A_C:A_L$) de 18,9, reflejando la gran influencia de la cuenca sobre el lago.

La columna de agua de este sistema se encuentra permanentemente estratificada, debido a diferencias en las densidades, correspondiendo a un lago meromítico (Wetzel 2001). Donde el estrato superficial del sistema cambia su temperatura entre las diferentes épocas del año, mientras que el estrato de fondo la temperatura se mantiene relativamente constante entre épocas (Pesse *et al.* 2016a, 2016b, 2017, 2018, 2020, 2021). Las temperaturas registradas en esta etapa se encuentran dentro de rangos similares a los registrados anteriormente en igual época del año (Pesse *et al.* 2016b). La conductividad registrada reflejó claras diferencias de densidad del sistema, donde el estrato superficial evidenció valores de conductividad más elevados de los lagos en estudio. Aunque en el estrato de fondo la conductividad alcanzó valores aún más elevados, cercanos a valores de agua de mar.

Las concentraciones de nutrientes también resultan influenciadas por la estratificación permanente de la columna de agua. En este sistema las concentraciones de nutrientes fueron las más elevadas de todos los lagos en estudio. Registrando concentraciones muy altas en toda la columna de agua; pero por sobre todo en el estrato de fondo. Inclusive las concentraciones de nitrógeno total en esta etapa



de estudio fueron más altas a las obtenidas en estudios previos (Villalobos *et al.* 2003, Pesse *et al.* 2016a, 2016b, 2017, 2018, 2020, 2021).

Con respecto al carbono orgánico disuelto, se registraron elevadas concentraciones, las mayores de los lagos en estudio. Su composición estuvo dominada por componentes similares a ácidos húmicos en todas las profundidades, en reflejo de las importantes contribuciones alóctonas en el sistema. Sin embargo, en el estrato superficial la proporción de componentes similares a proteínas fue mayor que en estratos profundos. Las señales similares a proteínas se relacionan con la materia orgánica de origen autóctona (Fellman *et al.* 2010). Así mismo, el análisis del modelo nutriente color identificó una condición mixotrófica, haciendo referencia a la importancia del carbono de origen alóctono y autóctono en el sistema.

De todos los lagos en estudio, las variables del sedimento (materia orgánica, pH y redox) del lago Huillinco-Cucao, específicamente en la zona del Huillinco, presentaron valores fuera del límite de aceptabilidad, de acuerdo al Numeral 34 de la Resolución Exenta N° 3.612. Aquello nos indica que los sitios de estudios sedimentológicos del lago Huillinco están incumpliendo lo estipulado y se sugiere la revisión de caducidad de concesiones de acuicultura aún vigentes en dicho cuerpo lacustre. Por otro lado, las condiciones ambientales de la columna de agua (especialmente la anoxia presente en el meso e hipolimnium) nos estarían indicando la imposibilidad de alguna producción acuícola.

De acuerdo a información entregada por SUBPESCA, el último registro de actividad de acuicultura en balsas jaulas en lagos pertenecientes a esta cuenca lacustre fue hasta: el año 2008 para el Tepuhueico, año 2012 para el lago Tarahuín, año 2012 para la zona del lago Huillinco, y el año 2008 en la zona del lago Cucao. Si bien, no se ha producido alevines en balsas jaulas en estos últimos 9 años, todo lo que ha ingresado desde la cuenca lacustre a la zona del Huillinco debiera permanecer aún allí, por la imposibilidad de mezcla que presenta este lago, así como de las condiciones ambientales tanto de la columna de agua como del sedimento. Esto hace que el lago Huillinco - Cucao sea altamente vulnerable a ingresos de compuestos xenobióticos, y por ello que se reitera la necesidad de contar con planes de manejo con miras hacia actividades que permitan la sostenibilidad tanto de sus actividades asociadas a la cuenca y al lago mismo, así como de los recursos ambientales. Entre las actividades antrópicas que mayormente aportan fósforo en la actualidad, se han identificado a las praderas. Por ello, se reitera la necesidad de contar con planes específicos para este rubro, e idealmente facilitar e implementar tecnologías que faciliten el uso reducido de xenobióticos (entre ellos los fertilizantes), a través de la agricultura de precisión.

Tarahuín

En el lago Tarahuín se evidenciaron señales de una incipiente estratificación térmica de la columna de agua, reflejando un comportamiento similar a los obtenidos en registros anteriores para igual época del año (Pesse *et al.* 2016b). Con respecto a los nutrientes en el lago Tarahuín, las concentraciones registradas fueron bajas en todos los casos. Al comparar con estudios anteriores, corresponden a las concentraciones más bajas obtenidas en el lago Tarahuín (Villalobos *et al.* 2003, Woelfl *et al.* 2013, Pesse *et al.* 2016a, 2016b, 2017, 2018, 2020, 2021). Inclusive al analizar el modelo conceptual



paradigma nutriente color indicaría una condición mayoritariamente oligotrófica, principalmente relacionada a las bajas concentraciones de fósforo total. No obstante, en etapas previas se ha relacionado principalmente a la condición eutrófica o mixotrófica (Pesse *et al.* 2017, 2018, 2020, 2021).

Las concentraciones del DOC fueron las más bajas de los lagos Chilotes. En los rangos en que fluctuaron las concentraciones, se condicen con registros previos (Pesse *et al.* 2016a, 2016b, 2018, 2020, 2021). En el lago Tarahuín se identificó al componente similar a ácidos húmicos como principal constituyente del carbono orgánico disuelto, componente relacionado con materia orgánica proveniente desde la cuenca de difícil degradación (Steinberg 2003). Sin embargo, el componente similar a proteína fue la segunda intensidad de fluorescencia, el cual se relaciona con la materia orgánica de origen autóctono (Fellman *et al.* 2010). Identificándose en este lago de las concentraciones más altas de clorofila de los lagos en estudio.

Al igual que en todos los lagos Chilotes, el principal aportante de fósforo al lago Tarahuín proviene del uso de suelo y/o cobertura vegetal, específicamente las praderas. Para resguardar la sostenibilidad ambiental de este recurso acuático se debe tomar en consideración la actividad ganadera que trabaja las praderas para mayor beneficio, así también, se debe tomar especial atención en la modificación de uso de suelo y/o cobertura vegetal, en donde el bosque nativo es reemplazado por parcelas de agrado, actividad que en la actualidad ha modificado en gran parte el paisaje de las cuencas lacustres de Chiloé. Como se ha documentado en diversos estudios (Jeppesen *et al.* 2001, Bradshaw 2001, Johansson *et al.* 2005), el desarrollo biológico en lagos se relaciona con las actividades humanas y las prácticas de modificación de uso de la tierra en sus cuencas lacustres, lo que debe ser tomado en cuenta en estos lagos descritos como cuerpos lacustres altamente vulnerables, siendo además importantes reservorios de agua que brindan diversos e importantes servicios ecosistémicos en la Isla de Chiloé.

Natri

En el lago Natri se evidenció una marcada estratificación térmica en la columna de agua, esto puede encontrarse relacionado con la mayor profundidad que posee el lago Natri. Al ser un cuerpo de agua de mayor tamaño, se requiere mayor energía para incrementar la temperatura del hipolimnion. Las concentraciones de nutrientes en el lago Natri fueron más bajas a las obtenidas en registro previos (Villalobos *et al.* 2003, Woelfl *et al.* 2013, Pesse *et al.* 2016a, 2016b, 2017, 2018, 2020, 2021). Por otro lado, las concentraciones de carbono orgánico disuelto fueron de las más altas de los lagos Chilotes. Su composición estuvo principalmente asociada a componentes similares a ácidos húmicos, que reflejan la importancia de las contribuciones alóctonas en el lago Natri (Steinberg 2003). Seguido de los ácidos húmicos, las proteínas fueron identificadas como el segundo componente más importante. Lo cual se puede asociar a la elevada productividad biológica que hay en el lago Natri, donde se registraron las más altas concentraciones de todos los lagos en estudio. A pesar de la importante producción autóctona en el lago Natri, el modelo conceptual nutriente color indicaría una condición distrófica para este lago, ya que las contribuciones alóctonas de carbono superaran la producción autóctona del lago (Williamson *et al.* 1999, Webster *et al.* 2008).

De todos los lagos Chilotes con concesiones de acuicultura vigentes, el lago Natri ha sido el lago que ha registrado mayor producción, declarándose producción hasta el año 2017. Como su tiempo de



renovación teórico calculado fue menor a 2 años no se incluyó a la actividad de acuicultura como una fuente aportante de fósforo, identificándose por tanto como principal contribuyente de fósforo a las praderas, similar a lo registrado para el resto de los lagos Chilotes. Aquello denota la importancia de considerar estudios relacionados a los factores de exportación de xenobióticos propios de la actividad de la ganadería, con el fin de propiciar bases científico-técnicas que fundamenten el uso planes de manejo de este rubro, incitando una actividad sustentable ambientalmente.

San Antonio

El lago San Antonio, es un pequeño cuerpo de agua, donde se registran las menores profundidades de los lagos en estudio. En la columna de agua se reflejaron escasas diferencias asociada a la temperatura, a pesar de ser muestreada en el mismo período que los otros lagos Chilotes. Esto puede asociarse con su profundidad y tamaño, el requerir menos energía para ir cambiando la temperatura de toda la columna de agua del lago.

La homogeneidad de la columna de agua también se reflejó en la distribución de diferentes constituyentes, como de nutrientes y carbono orgánico disuelto. Las mayores intensidades de fluorescencia fueron asociada a constituyentes similares a ácidos húmicos UVC, el cual representa materia orgánica de origen alóctono que posee características refractarias (Steinberg 2003). Características similares fueron reflejadas por el modelo conceptual paradigma nutriente color, donde se identificó un estado asociado a una condición distrófica, lo cual señalaría la importancia de las contribuciones de materia orgánica proveniente de la cuenca, por sobre la productividad autóctona del lago (Williamson *et al.* 1999, Webster *et al.* 2008).

De todos los lagos Chilotes en estudio, el lago San Antonio es el único en que su uso del suelo y cobertura vegetal está conformado mayormente por bosque nativo, siendo esta cobertura vegetal por tanto también la principal fuente de ingreso de fósforo al lago. De las coberturas vegetales, el bosque nativo es el que en menor grado nutrientes aporta, por lo que un cambio de uso de suelo y/o cobertura vegetal hacia praderas por ejemplo pudiera causar un daño irreversible en una de las escasas cuencas hidrológicas intervenidas de la isla de Chiloé, y que deben ser resguardadas por los importantes servicios ecosistémicos que ésta provee, tanto a la humanidad como al equilibrio de las funciones ecológicas.

Yelcho

La columna de agua del lago Yelcho se encontró estratificada en la estación más profunda del lago. En tanto, en las estaciones más someras la temperatura incrementó en toda la columna de agua. Estos registros fueron más marcados que en estudios previos para misma época del año (Pesse *et al.* 2018, 2020, 2021), posiblemente porque en esta ocasión los muestreos se realizaron en primavera aún más tardía. Con respecto al oxígeno, en la estación más profunda presentó menores concentraciones en el epilimnion, el incremento de la temperatura limita su solubilidad en este estrato (Wetzel 2001). Mientras que, el oxígeno en el hipolimnion fue disminuyendo con la profundidad, sugiriendo el consumo de oxígeno en la degradación de materia orgánica (Wetzel 2001). Por tanto, ocurre un máximo de oxígeno en el metalimnion, que en algunos casos puede estar potenciado por la productividad biológica (Wetzel 2001).



La distribución de nutrientes, en general presentó las más bajas concentraciones de nitrógeno total asociado al epilimnion y estaciones más someras, que es donde se registraron mayores concentraciones de clorofila. Por otro lado, la clorofila se encontró dentro de rangos ultraoligotróficos. Sin embargo, las concentraciones obtenidas fueron mayores a las previamente registrada (Pesse *et al.* 2018, 2020, 2021). En relación a la transparencia en todos los casos se encontró dentro de límites mesotróficos, posiblemente por las contribuciones de fluviales de aguas de deshielo.

El aporte de PT proviene netamente del uso de suelo y cobertura vegetal, específicamente de pradera y del suelo desnudo. Sin embargo, hay que dejar claro que los valores de exportación de nutrientes de praderas utilizados en esta cuenca fueron extraídos del estudio realizado en la cuenca del lago Llanquihue (Vera *et al.* 2020), en donde la fertilización de praderas es más intensa. Por ello, se sugiere la relación de estudios enfocados en caracterizar los factores de exportación propios de la cuenca lacustre.

Riesco

La columna de agua del lago Riesco se encontró estratificada térmicamente, pero sin formación de termoclina. Registrando una importante diferencia térmica entre el epilimnion e hipolimnion. La distribución de oxígeno en la columna de agua presentó un comportamiento descrito como curva heterograda positiva, donde el aumento de temperatura en superficie afecta la disponibilidad de oxígeno en el epilimnion, y en el hipolimnion disminuye el oxígeno al ser utilizado en la descomposición de materia orgánica, resultando un metalimnion más oxigenado (Wetzel 2001). En estudios previos, para igual época del año se distinguió similar estratificación térmica y distribución del oxígeno (Pesse *et al.* 2018, 2020, 2021).

Los nutrientes presentaron una menor disponibilidad en estratos superficiales, principalmente asociado a profundidades donde se registraron mayores concentraciones de clorofila, sugiriendo su utilización en productividad biológica. En la mayoría de los casos las concentraciones de nutrientes fueron menores a las registradas en investigaciones previas en igual época del año (Pesse *et al.* 2018, 2020, 2021), y consecuentemente las concentraciones de clorofila también fueron más bajas. Con respecto a las variables de trofia, la transparencia se encontró dentro de límites mesotróficos, posiblemente relacionado con contribuciones de materia orgánica y agua de deshielo.

De los lagos Patagónicos, el lago Riesco es el único en donde aún se produce alevines de salmónidos en balsas jaulas. La principal fuente de ingreso de fósforo al lago proviene del uso de suelo y cobertura vegetal, específicamente de la nieve y bosque nativo. Estas fuentes difusas, que de manera natural aportan nutrientes, presentan un coeficiente de exportación menor a lo que generan ciertos usos de suelo trabajados por actividad antrópica, como son las praderas. Por tanto, cualquier modificación de uso de suelo y/o cobertura vegetal que realice en la cuenca debe considerar cuáles serían los riesgos de su modificación. Lo que sí favorece a este lago, es su bajo tiempo de renovación teórico calculado, que fue menor a 1 año. Sin embargo, si bien, su tiempo de renovación es bajo, el porcentaje de sedimentación calculado es alto, lo que implica que la mayoría del nutriente que está ingresando estaría quedándose dentro de la cubeta. Se debe tener en cuenta la morfología de la cuenca lacustre y batimetría del lago, en donde las laderas tienen una pendiente pronunciada hacia el lago, alcanzando



profundidades de hasta 135 m. Las fuertes pendientes de la cuenca favorecen la velocidad de escorrentía y posterior ingreso de nutrientes hacia el lago.

Sofía

En el caso del lago Sofía, la columna de agua se encontró completamente mezclada. Condición que ha sido encontrada en investigaciones previas, tanto para registros en época de primavera como en verano (Pesse *et al.* 2017, 2018, 2020, 2021). Esto puede atribuirse a un conjunto de factores, como la intensidad del viento del sector, la ubicación el lago y sus características morfológicas.

A pesar que las concentraciones de nutrientes se encontraron dentro de límites oligotróficos, sus concentraciones son elevadas al compararlas con las registradas en otros lagos que forman parte de este estudio. En tanto la transparencia se encontró dentro de límites mesotróficos. Esto se relaciona con las aguas coloreadas que posee el lago Sofía, registrando valores que pueden alcanzar los 24 Pt mg/l (información no publicada). El origen del material coloreado se le puede atribuir a contribuciones desde la cuenca al lago. Registros no publicados del lago Sofía, indican que el carbono orgánico disuelto en este lago se encuentra compuesto mayoritariamente por sustancias húmicas, que se caracterizan por contribuir con color a las aguas.

Al igual que en las etapas anteriores a este estudio, dada la ausencia de información sobre caudales de afluentes y efluentes, se utilizó la metodología de la curva número para el cálculo de escorrentía proveniente de la cuenca, y el valor del caudal del desagüe evaluado en el FIP 99-26. Se consideró apropiado la utilización de este último valor, dado a que el año 2020 presentó características de un año seco (378,8 mm), con similares características al año en que se realizó el estudio FIP 99-26 (se considera como año seco precipitaciones entre 338,1 mm y 397,3 mm, según clasificación de pluviosidad propuesto por Santana 1984). Igualmente se produce un desajuste en el balance hidrológico, que probablemente esté asociado a ello. Ante ello, se considera necesario que el Estado evalúe la factibilidad de incluir nuevas estaciones fluviométricas que pudieran ser estratégicas para un manejo futuro de cuencas lacustres. Esto se hace aún más imprescindible para esta cuenca hidrológica del lago Sofía, que en los últimos años se ha observado un incremento notable de cambio de uso de suelo y cobertura vegetal hacia parcelaciones de viviendas, con edificaciones de viviendas alrededor de la franja ribereña. Como ya se ha mencionado con anterioridad, la cobertura vegetal de bosque nativo y matorral presentan un menor factor de exportación de xenobióticos en comparación a las praderas. Por tanto, al modificarse esta cobertura a praderas, el incremento de nutrientes hacia el lago será mayor. Debemos recordar, que este lago brinda diversos servicios ecosistémicos, tanto de provisión, regulación, biodiversidad, y cultural, siendo éste último muy importante para los habitantes de la zona de Puerto Natales.

Como principal fuente aportante de PT al sistema lacustre se identificó al uso de suelo, conformado básicamente por praderas y suelo desnudo. Sin embargo, hay que tener presente que los índices de exportación que se utilizaron para calcular los aportes de las praderas provienen del estudio realizado en Vera *et al.* (2020), experiencia realizada en praderas de la cuenca del lago Llanquihue, en donde la cantidad de fertilizantes utilizados es mayor producto de una mayor actividad ganadera. Se desea



recaltar que, para cada cuenca lacustre, e inclusive dentro de su propia cuenca pueden existir diferentes valores de factores de exportación para un uso de suelo y/o cobertura vegetal determinado, lo que depende de: la proporción y tipo de cobertura vegetal en sí; la calidad, cantidad, e intensidad de la actividad antrópica; los xenobióticos utilizados; las tecnologías empleadas; el tipo de suelo; las pendientes de las laderas; la climatología de la zona; entre otros. Es por ello, que se sugiere la realización de estudios enfocados en determinar factores de exportación de diversa índole que sean sitio – específicos.

Índice de Carlson en lagos Araucanos y patagónicos

El índice de Carlson calculado para los lagos Araucanos y Patagónicos en estudio nos permitió hacer una aproximación del estado trófico de los cuerpos de agua a través del tiempo, donde la tendencia en general fue a mantener el estado trófico a través de las etapas del estudio, salvo en 3 ocasiones, en el lago Chapo (TSI.SD), Puyehue (TSI.Cla) y Sofía (TSI.SD) (Pesse *et al.* 2016b, Pesse *et al.* 2017, Pesse *et al.* 2018) donde se superó el límite hacia mesotrofia. También se apreció que, si bien el límite en general no se superó, en muchos casos está cercano a los 40, lo que evidencia cierto riesgo de pasar a un estado mesotrófico.

Características de los parámetros físico-químicos de la columna de agua presentes en los lagos estudiados, considerando la data histórica.

La temperatura de los lagos estudiados se observó más homogénea en la columna de agua de cada lago durante la época de invierno-primavera, aumentado el diferencial entre la superficie y el fondo a medida que avanza la época estival entre los meses de noviembre y abril donde generalmente se presentó una termoclina en los lagos Araucanos y Patagónicos alrededor de los 50 m.

En cuanto al pH, las mayores variaciones fueron en el sistema lacustre Huillínco -Cucao donde existió una marcada diferencia entre la superficie y el fondo, debido posiblemente a la diferencia de salinidad generada por la entrada del mar al sistema.

Algo similar a lo ocurrido con el pH sucede con el nitrógeno del amonio, el cual se encontró en las mayores concentraciones, en el sistema Huillínco-Cucao alcanzando hasta cerca de los 10 mg/l. Como consecuencia de esto el nitrógeno total sube a concentraciones similares a las de nitrógeno del amonio. El nitrógeno del nitrato y del nitrito presentaron concentraciones de similar magnitud en todos los lagos, exceptuando el otoño de la sexta etapa (2019) donde el nitrógeno del nitrito muestra concentraciones mayores en los lagos araucanos, alcanzando el lago Puyehue concentraciones que bordean los 150 µg/l.

Las concentraciones de la columna de agua de fósforo del fosfato y el fosforo total presentaron características similares a los nitrogenados, presentando concentraciones que bordean 1 mg/l, pero en general los lagos chilotes presentaron concentraciones mayores de ambas variables que los lagos araucanos y patagónicos.

La transparencia del agua, medida con el disco Secchi, presentó valores mayores en los lagos araucanos, siendo el más transparente el lago Llanquihue (máximo 29 m). Los lagos chilotes por otra



parte debido a su coloración y cantidad de materia suspendida presentaron una baja transparencia (alrededor de 5m).

La concentración de clorofila *a* presentó sus mayores valores en lagos chilotes como el Tarahuín y el Natri, bordeando máximos de 8,5 µg/l. Para los lagos Araucanos y Patagónicos en general las concentraciones variaron alrededor de 1 µg/l o menores dependiendo de la época del año.

Finalmente, la concentración de silicatos en los lagos estudiados mostró en la primavera del año 2020 características inusuales en los lagos Ranco, Puyehue y Rupanco, alcanzando concentraciones de alrededor de los 30 mg/l en el Puyehue, los restantes lagos, alcanzaron concentraciones alrededor de los 2,5 mg/l en el resto de las etapas.

Objetivo específico 2. *Implementar un modelo hidrodinámico para el lago Llanquihue.*

La hidrodinámica en lagos puede llegar a ser muy variable debido, por ejemplo, a geometrías diversas, profundidad, y exposición a condiciones meteorológicas (Imberger 1998). La naturaleza física de los lagos es importante para comprender la estructura física, química y biológica del lago, por ejemplo, el transporte y distribución de sustancias disueltas o particuladas (Lerman *et al.* 1995).

Durante el desarrollo de este proyecto se implementó un modelo hidrodinámico (MIKE 3) de alta resolución forzado con información atmosférica de un modelo meteorológico (WRF) para 3 años (2016-2018). Los resultados de este modelo son parte de una primera etapa, pero de un desarrollo más amplio, que busca conocer la naturaleza física de algunos lagos de Chile. Durante esta etapa fueron diagnosticados algunos aspectos del modelo atmosférico e hidrodinámico en el lago Llanquihue, sin embargo, aún no puede considerarse como un modelo totalmente validado.

El modelo hidrodinámico replica de manera adecuada el ciclo anual de la temperatura superficial, esto fue contrastado con información satelital (MUR), sin embargo, un aspecto que debe ser revisado se refiere a la tendencia de un mayor calentamiento del modelo respecto a MUR ocurrida durante los inviernos de 2017 y 2018, lo que sugeriría que existe un desajuste en el balance de calor del lago. Por otra parte, el modelo replica de forma correcta el cambio estacional desde lo estratificado en verano a la mezcla de invierno y, además, se ajusta relativamente bien a la profundidad de la termoclina, sin embargo, es necesario utilizar mayor cantidad de información para contrastar aspectos más locales dentro del lago.

El modelo atmosférico fue evaluado respecto de 2 estaciones meteorológicas ubicadas alrededor del lago Llanquihue (Puerto Octay y Quilanto) entre los años 2016-2018, en ambas se muestra un ciclo anual de temperatura adecuado, sin embargo, el modelo WRF subestima la temperatura en verano, amortiguando los valores máximos, esto ocurre en ambos sitios, lo que sugiere que es un error sistemático del modelo atmosférico, lo cual debe ser revisado en siguientes etapas. En el caso del viento, solo fue evaluado la magnitud de este, en forma de promedios mensuales, el cual mostró un buen desempeño del modelo, sin embargo, la ausencia de datos de dirección del viento no permite evaluar en su completitud la estructura tanto de la velocidad como de la dirección, este último, es un



aspecto muy relevante que debe ser subsanado en futuras etapas, ya que tiene una influencia directa en la hidrodinámica del lago.

La implementación del modelo hidrodinámico permitió estimar los patrones generales de circulación para cada una de las estaciones del año 2016, separados en estratos superficial (0-25 m) y profundo (100-300 m). El conocimiento de la circulación media de los lagos es importante para aspectos ecológicos y de gestión, porque proporciona información sobre las vías de transporte de nutrientes y/o contaminantes en escalas de tiempo más largas (Beletsky *et al.* 1999). Un aspecto relevante encontrado respecto de la estructura de las corrientes, es un remolino de giro ciclónico de gran tamaño y que ocupa gran parte de del lago, este giro está presente claramente durante el verano y el otoño y desaparece en invierno, reapareciendo de manera menos evidente en primavera. Sin embargo, este remolino, durante el verano, no se encuentra reflejado en la circulación de aguas más profundas, lo que si ocurre durante el otoño. Esto sugiere que durante el periodo de máxima estratificación (verano), la circulación superficial del lago parece desacoplada de los estratos más profundos, en donde, la circulación se mueve muy lentamente. La circulación durante el invierno se caracteriza por no tener una estructura de gran escala muy definida, sin embargo, un aspecto importante es el aumento en la magnitud de las corrientes en el estrato profundo, esto sugiere que, durante el invierno, la mayor energía entregada por el viento, permite un mayor dinamismo de los estratos profundos, induciendo mezcla y transporte de calor entre otros aspectos.

Lo anterior, sin embargo, debe tomarse con precaución dada la incertidumbre en el patrón de la dirección del viento, lo cual, no pudo ser validada en el modelo WRF, por tanto, las características de los patrones hidrodinámicos del lago, antes descritos, solo deben ser vistos como una hipótesis de su circulación, representando rasgos muy generales y que deben estar sujeto a validaciones con un mayor número de observaciones, tanto del modelo hidrodinámico como de su forzante atmosférico. Tampoco han sido abordados durante esta etapa aspectos de escala temporal y espacial menor, por ejemplo, el efecto en el transporte de un viento persistente en verano en una bahía específica. Es conocido la influencia del viento como generador directo de circulación, que transfiere momentum y energía a la superficie del agua (Bengtsson, 2012), sin embargo, también existen procesos que son dependientes de este último y originan otro tipo de mecanismos tales como distintos tipos de ondas internas (Schwab y Beletsky, 2003), estos son modos de fluctuación de lago ante distintas perturbaciones y que generan mezcla y transporte de nutrientes o material biológico, esto debe ser abordado en un estudio futuro.

Objetivo específico 3. *Proponer un modelo conceptual identificando los servicios ecosistémicos de una cuenca lacustre con actividades de acuicultura.*

Los lagos araucanos han sido clasificados como oligotróficos (Campos 1995) y se estima han acelerado el proceso de eutroficación natural debido a los aportes de nutrientes (fósforo y nitrógeno) provenientes de actividades productivas humanas como la agricultura, acuicultura, el cambio de uso de suelos y la falta de tratamiento de aguas servidas, siendo estas actividades las que impulsan la modificación de las funciones ecosistémicas (ej. abastecimiento de agua potable, paisaje y biodiversidad) (León-Muñoz *et al.* 2007). Los lagos en general, suministran un amplio catálogo de servicios ecosistémicos, pero lamentablemente el flujo de bienes y servicios no es percibido por la



sociedad como el de otros tipos de ecosistemas, minimizando su importancia y visibilidad (De Groot *et al.*, 2006, Camacho Valdez & Ruíz Luna, 2012)

Las investigaciones en Chile sobre Servicios Ecosistémicos, comienzan en el año 2002 (Urrutia *et al.* 2017), enfocándose principalmente en los servicios que proveen los bosques nativos como reguladores de la calidad y cantidad de agua, evaluando el pago por servicios ambientales (Lara *et al.* 2010) y pérdidas de paisaje (Ponce *et al.* 2011), además de servicios culturales (Nahuelhual *et al.* 2014a, b).

El cambio de uso de suelo posibilita que sectores anteriormente cubiertos de vegetación boscosa nativa, se transformen en zonas de pastizales o de cultivo de alimento, incluyendo la ganadería. Este cambio provoca que las precipitaciones arrastren una mayor cantidad de nutrientes mediante escorrentía hacia el cuerpo del lago. En un escenario hipotético de cambio climático, donde los regímenes de precipitaciones se ven alterados tanto en intensidad como en abundancia, esto provoca cambios en la cantidad de nutrientes transportados desde la cuenca hacia el lago, siendo el aporte actual de fósforo total de 64%, mientras que el nitrógeno total alcanza el 70 %. Por otra parte, la actividad acuícola, mediante la alimentación de los peces, provoca que tanto fecas como restos de alimento ingresen al medio, acumulándose en parte en las inmediaciones de las balsas jaulas y disolviéndose en la columna de agua, siendo este alrededor del 31 % del total del aporte de fósforo y 22% de nitrógeno total al lago Rupanco provenientes de la acuicultura.

También se ha descrito a la acuicultura como nociva para los servicios ecosistémicos del sur de Chile (Outeiro & Villasante 2013), deteriorando el ambiente y el paisaje, mientras que otros estudios (O’Ryan & Pereira 2015), han fomentado el uso de indicadores de desarrollo sustentable. Otros aportes son los que tratan de modelar los SE agrícolas, relacionando servicios culturales como el “valor del patrimonio”, “conocimiento de los cultivadores”, y sus “relaciones sociales” (Nahuelhual *et al.* 2014a, b). Por otra parte, también buscan establecer la relación entre el cambio de uso de suelo y la prestación de SE como la degradación y fragmentación del bosque, cambios de paisaje, disminución de sitios de recreación y pérdida de biodiversidad.

De acuerdo a los resultados de este estudio, se pudo apreciar que la presión de las actividades antrópicas como la acuicultura, ganadería y agricultura, sobre los servicios ecosistémicos del lago, pueden causar alteraciones en las masas de agua, especialmente las relacionadas con los usos de suelos, acuicultura, parques nacionales, áreas protegidas, SNASPE en general, y actividades regulatorias como el SEIA. Estas actividades pueden determinar la cantidad de materia orgánica, fósforo y nitrógeno que ingresan al cuerpo de agua y que pueden causar un enriquecimiento de nutrientes y que junto con el aumento de la temperatura y la irradiancia se conjugan para posibilitar el aumento de biomasa fitoplanctónica que finalmente redundan en un aumento de la trofia del lago.

Claro ejemplo de lo anterior es lo sucedido en el lago Villarrica, donde la actividad antropogénica ha acelerado la eutrofización del lago, provocando en épocas estivales floraciones algales que pueden ser nocivas para la salud humana (cianobacterias), llevando a la implementación de unas NSCA propias del lago (MMA 2013) y una posterior propuesta del plan de descontaminación del lago. Sin embargo, la implementación de estas normas, habla de niveles de oligotrofia en la parte pelágica del lago y oligomesotrofia en las áreas de vigilancia litoral, validando la eutrofización de un lago de aguas tradicionalmente oligotróficas.



Las reservas biológicas, humedales, parques nacionales y otras formas de protección de los ecosistemas en los alrededores de las cuencas lacustres, posibilitan que estos sistemas tengan un efecto amortiguador frente a cambios ambientales bruscos y permitan un sistema más resiliente a las actividades humanas y alteraciones medioambientales.

Las condiciones físico-químicas de la columna de agua, también se ven afectadas a través del tiempo pudiendo tener variaciones tanto estacionales como interanuales e incluso a escala decadal, pudiendo reflejar también efectos el aumento de temperatura, variación en el régimen de precipitaciones y en algunos casos acidificación de las aguas por efecto de mayor disolución de CO₂ atmosférico en la columna de agua. También hay que considerar que cada ecosistema encuentra su equilibrio en forma singular y donde determinadas comunidades abundan de forma particular, dependiendo tanto de las condiciones de la columna de agua y/o sedimento como de los nichos generados en el ambiente.

Estudios realizados en los últimos años en el lago Rupanco (Pesse *et al.* 2016a, b, 2017, 2018, 2019) han permitido establecer que este cuerpo de agua aún se encuentra en estado oligotrófico. También nos han indicado que debido al alto tiempo de recambio de aguas del lago y a la presión de la actividad antrópica en las últimas décadas, la concentración de nutrientes en la columna de agua varía a través de los años (Pesse *et al.* 2018), pudiendo tomar, dadas ciertas condiciones, ribetes críticos si no se hace un manejo integrado sustentable de la cuenca, que involucre tanto a la ciudadanía como a las empresas de ámbito económico y social.

Si bien existen ciertas normas, reglamentos y acciones que conllevan a un “manejo parcial” de la cuenca, se requiere de la mirada integral de actores gubernamentales, privados, científicos y de las comunidades que permita un manejo proyectado hacia el futuro de la cuenca lacustre, incluyendo el cambio climático, donde el principal objetivo sea hacer un uso racional sobre los recursos, incorporando el concepto de manejo integrado de cuencas en esta zona.

Algunas de las posibles acciones a seguir para asegurar la sustentabilidad de la cuenca son: programas de vigilancia, monitoreo y fiscalización, planes de acción forestal, apoyo y financiamiento para pequeños agricultores y empresas medianas en el tratamiento de RILes y RISes, contar con un catastro real de todos los humedales existentes en la cuenca lacustre y sus SE asociados, asegurar un mayor porcentaje de aguas tratadas en zonas rurales, contar con “ciencia ciudadana”, proyectar el uso de las tierras, contar con subsidios energéticos libres de contaminantes, fomentar el uso de la agricultura orgánica libre de fertilizantes externos, evaluar la carga de nutrientes y otros xenobióticos (metales, combustibles, detergentes, drogas antidepresivas y antipsicóticas, hormonas anticonceptivas, etc), asegurar eficacia de tratamiento de RILes en pisciculturas, industrias, plantas de tratamiento, etc., mayor participación de organizaciones sociales relacionadas con la cuenca en la toma de decisiones ambientales, reciclado de materiales, participación de tratados y convenios, por nombrar algunos.



6. CONCLUSIÓN

Se llevaron a cabo todos los objetivos y actividades comprometidas en la realización de este estudio, y se obtuvo información actualizada de cada uno de los sistemas acuáticos evaluados.

Aun cuando los lagos araucanos estudiados se mantuvieron dentro de lo establecido para los lagos oligotróficos, se ha observado a través de las diferentes etapas del estudio y en comparación con literatura previa, que existen indicadores de trofia que eventualmente han alcanzado condiciones mesotróficas, la cual se ha registrado principalmente como: aumento de nutrientes en la columna de agua como es el caso de los lagos Llanquihue y aumento de biomasa fitoplanctónica en las orillas e incremento de abundancia de cianobacterias ocasionales; aumento esporádico de compuestos nitrogenados en la columna de agua y prevalencia de dinoflagelados en el área de la desembocadura del lago Rupanco. Así también en todos los lagos Araucanos a fines de la primavera y en el verano la transparencia tiende a disminuir, permitiéndonos visualizar que los lagos tienden a ser más productivos en estos periodos, y que están más expuestos a las manifestaciones de la eutroficación en la temporada cálida. Las mediciones hechas por este estudio se enfocan en la zona pelágica de los lagos donde se cultivan o cultivaron salmónidos y áreas control de máxima profundidad, por lo tanto, la zona litoral y costera no son evaluadas por este estudio. Siendo la zona de bahías y áreas más someras las que experimentarían primero los síntomas de la eutroficación. Por eso se sugiere al menos que, las autoridades locales, en la temporada de apertura de playas, evalúen abundancia y biovolumen de cianobacterias más clorofila *a* y se comparé con los estándares de la OMS al respecto, además lo que exige la normativa chilena para abrir la temporada de playas.

Los lagos Araucanos sustentan actividades productivas importantes para el país, y para la sociedad chilena, aún son fuente de agua que es posible usar para consumo directo, con un bajo costo de potabilización, por tanto, son fuente de vida y abundancia para esta y las futuras generaciones. Cada organismo del estado debe procurar que su sector productivo asociado, use de la mejor manera estos recursos. Para establecer nuevas fuentes de RILes en las cuencas se debería considerar la mejor tecnología posible que permita verter aguas prácticamente en las mismas condiciones en que fueron tomadas. A las antiguas fuentes de emisión se les debería dar un tiempo y apoyarlos a que sus residuos sean lo más inocuos posible.

El costo de mantener los lagos oligotróficos es menor que el costo de re – oligotrofarlos, además una re-oligotrofización no siempre permitirá volver al estado original del sistema acuático.

Los lagos Chilotes en esta oportunidad han presentado una mayor oscilación de trofia que en otras ocasiones, encontrando desde valores oligotróficos a mixotróficos en dichos lagos. Independiente de que en esta oportunidad se haya registrado valores oligotróficos en el lago Tarahuín, este lago ha presentado claros indicios de eutroficación con elevadas densidades fitoplanctónicas de cianobacterias, y condiciones eutróficas y mixotróficas. Así también el lago Natri, presenta una elevada condición trófica. Estos sistemas acuáticos son vulnerables a la eutroficación producto de su reducido tamaño, y elevadas contribuciones de materia orgánica desde sus cuencas.



El lago que presentó una mayor vulnerabilidad ambiental en esta y en las etapas precedentes del estudio fue el lago Huillínco – Cucao, generalmente lo encontramos en condiciones mixotróficas, lo que implica que tiene una elevada producción alóctona como autóctona, tiene una elevada concentración de nutrientes, una capa de agua profunda salobre que es anóxica y carente de fitoplancton y zooplancton generalmente, la vida en este sistema acuático está principalmente restringida a la capa dulce superficial. De acuerdo a lo pesquisado por este estudio, el lago ha presentado la Cianobacteria *Dolichospermum* en mínimas densidades en la estación más cercana al pueblo de Huillínco hasta marzo de 2021, donde se observó una floración intensa y potencialmente nociva de dicho género de Cianobacteria. Este lago, posee una cuenca muy grande, que abarca buena parte del sur de Chiloé, por tanto, su vulnerabilidad a la eutrofización es muy alta. El lago Huillínco presenta olores a descomposición en la capa más profunda, es posible que de aumentar la productividad y descomposición en la columna de agua se produzcan mayores emanaciones de gases y sus consiguientes efectos molestos. Se estima que es necesario eliminar la actividad de acuicultura *in situ* de esta cuenca, de producirse acuicultura en pisciculturas estas deberían ser de recirculación y contar con elevado estándar de eliminación de nutrientes y xenobióticos de los RILES, así también proteger los bosques y realizar un manejo de los fertilizantes y la erosión en esta cuenca. Cualquier fuente emisora que use esta cuenca para depositar sus residuos debería tender a las mínimas emisiones.

Todos los lagos Chilotes presentaron en esta y en las etapas precedentes del estudio elevado porcentaje de materia orgánica en el sedimento (sobre 10%), en sitios aledaños a donde alguna vez existieron concesiones de acuicultura para el cultivo de salmónidos, por lo tanto, de acuerdo al RAMA las condiciones no son adecuadas para la producción de salmónidos. Más aun en el lago Huillínco también se sobrepasaron los límites de aceptabilidad para PH y redox, por lo cual se hace hincapié en la necesidad de evitar el ingreso de desechos orgánicos al este ecosistema y se sugiere evaluar los mecanismos para caducar las concesiones de acuicultura de este lago.

Se recomienda no volver a realizar acuicultura *in situ* en los lagos Chilotes, así también se recomienda comprometer al sector productivo cual sea a tender a generar las mínimas emisiones. Reservar lagos chilotes para la vida acuática y el consumo de agua.

Se recomienda para los lagos Araucanos y Patagónicos limitar la acuicultura *in situ*, e ir fomentando paulatinamente la implementación de cultivo de peces ya sea en piscinas cerradas cuyos ductos y residuos líquidos sean tratados antes de llegar al agua, e ir minimizando el cultivo *in situ* o implementar sistemas de cultivo que permitan usar el agua, minimizando los aportes de nutrientes vía heces y pellet al lago.

La actividad inmobiliaria está ejerciendo una fuerte presión silenciosa en las cuencas lacustres, ya que se están modificando los usos de suelo y tendiendo a generar parcelaciones en las riberas lacustres, lo que conlleva modificaciones al hábitat y al ingreso de nutrientes desde la cuenca. Debe considerarse que la vegetación de la franja de ribera lacustre es un filtro natural ante el ingreso de nutrientes.



Es posible recomendar al ver los resultados obtenidos que se debe realizar de manera urgente un manejo integrado de las cuencas lacustres, ya que las fuentes de aportes de nutrientes y otros compuestos foráneos van aumentando a medida que aumentan las actividades antrópicas en las cuencas. Para lograr el éxito en materia ambiental y productiva, es necesario que se realice un trabajo intergubernamental e intersectorial, es decir, un manejo integrado de cuencas.

La columna de agua de los lagos estudiados ha presentado una rica diversidad de especies tanto de fitoplancton como de zooplancton. Hasta ahora solo se han registrado especies potencialmente nocivas en la componente fitoplanctónica, asociado principalmente a las cianobacterias del género *Dolichospermum*, más en esta etapa se ha podido notar que existe una prevalencia en el zooplancton por el género *Kellicottia* sp en los lagos Araucanos. Se ha visto que especies de este género tienen una conducta invasora por lo cual, se estima realizar las investigaciones pertinentes para identificar si este género de *Kellicottia* se trata de alguna de las especies consideradas invasoras, ya que producen cambios en la trama trófica producto de su rápida incorporación de alimento.

Las especies invasoras que puedan llegar a los sistemas dulceacuícolas son un riesgo a la estabilidad y funcionalidad del ecosistema como lo conocemos. Es fundamental que se evite el ingreso de plagas hidrobiológicas a los sistemas acuáticos. Ya el Didymo (*Didymosphenia geminata*) está poblando las cuencas de los ríos del sur de Chile en gran medida, y es necesario fortalecer la desinfección de artículos (lanchas, botas, entre otros) para evitar el ingreso de nuevas plagas hidrobiológicas.

Todas las cuencas de los lagos estudiados, tanto araucanos, como chilotes y patagónicos, son hábitat de una especie en peligro de extinción como es el Huillín (*Lontra provocax*), una nutria muy escasa que solo habita en el sur de Chile y Argentina, y cuyo hábitat debe ser protegido. El aumento de la eutroficación, del vertimiento de xenobióticos tendería a generar desmedros en el ecosistema y preservación de esta especie.

Se implementó un modelo hidrodinámico en el lago Llanquihue que fue forzado con información atmosférica de un modelo meteorológico regional. El modelo hidrodinámico responde adecuadamente a ciclo anual de temperatura superficial cotejado con información satelital, sin embargo, presenta una tendencia a sobre estimar la temperatura durante el invierno. El modelo hidrodinámico, contrastado con perfiles de temperatura de CTD, describe de forma correcta el periodo de estratificación y mezcla en el lago Llanquihue. El modelo atmosférico fue contrastado con observaciones de estaciones meteorológicas, dando cuenta de una apropiada descripción del ciclo anual de temperatura, sin embargo, el modelo subestima los valores máximos durante los veranos. No pudo validarse la dirección del viento en el modelo atmosférico WRF, por lo cual, la circulación del lago Llanquihue, descrita por el modelo, debe tomarse con precaución. Los patrones de circulación superficial en el lago Llanquihue indican la formación de un gran giro ciclónico que cubre gran parte del lago y que es más definido en verano y otoño. Durante el invierno, la circulación profunda es más dinámica, lo que sugiere la acción del viento perturba el lago en todas las profundidades. El modelo hidrodinámico del lago Llanquihue, es una herramienta científico técnica que se irá mejorando de manera paulatina con el avance de este estudio. Con ello, se espera poder entregar mayores herramientas a la autoridad para que pueda generar medidas de protección al lago.



Se considera necesario evaluar la posibilidad de abordar la red de monitoreo de sistemas lacustres con acuicultura de manera gradual, paulatina y programada, de modo que sea posible profundizar los estudios en algunos lagos durante un determinado periodo y luego retomar otros en el periodo siguiente. Al enfocarse en ya sea en un lago o en un grupo de lagos será posible incrementar la periodicidad del monitoreo obteniendo resultados que incluyan la variabilidad estacional de los ecosistemas en estudio, lo cual permitiría tener una mejor aproximación a la calidad ambiental que considerará la variabilidad natural del sistema.

Como reflexión final, se debe considerar que los lagos no expresan inmediatamente en su columna de agua ni en la funcionalidad ecosistémica los efectos de la eutroficación, es un proceso que tarda algún tiempo y depende de varios factores. Por ello, en el caso de los lagos Araucanos y Patagónicos, aún existen posibilidades de manejar la eutroficación, sin perder la gran gama de servicios ecosistémicos que ellos prestan. En los lagos Chilotes, de conjugarse los factores asociados al cambio climático, y dada a su condición trófica actual, es muy posible que éstos vieran mermados sus servicios ecosistémicos en un futuro cercano. Por tanto, se hace hincapié en que se deben tomar medidas de protección para los lagos chilotes lo antes posible.



7. BIBLIOGRAFÍA

- Abarca, J. 2018. Modelación hidrodinámica del lago Llanquihue. Tesis para optar al título de Ingeniería Civil y Grado de Magíster en Ciencias de la Ingeniería, Mención recursos y Medio Ambiente.
- Adrian, R., C.M. O'Reilly, H. Zagarese, S.B. Baines, D.O. Hessen, W. Keller, D.M. Livingstone, R. Sommaruga, D. Straile, E. Van Donk, G.A Weyhenmeyer, M. Winder. 2009. Lakes as sentinels of climate change. *Limnol. Oceanogr.* 54: 2283 – 2297.
- Alaback, P. 1991. Comparative ecology of temperate rainforests of the Americas along analogous climatic gradients. *Revista Chilena de Historia Natural.* 64: 399 - 412.
- Araya, J.M., L. Zúñiga. 1985. Manual taxonómico del zooplancton lacustre de Chile. *Boletín Informativo Limnológico.* 8: 1 - 110.
- Arcifa, M.S., B.B. de Souza, C.S. de Morais-Junior, C.G.C. Bruno. 2020. Functional groups of rotifers and an exotic species in a tropical shallow lake. *Scientific Reports.* 10:14698.
- Barnard, M.A., Chaffin, J.D., Plaas, H.E., Boyer, G.L., Wei, B.; Wilhelm, S.W., Rossignol, K.L., Braddy, J.S., Bullerjahn, G.S., Bridgeman, T.B., *et al.* 2021. Roles of Nutrient Limitation on Western Lake Erie CyanoHAB Toxin Production. *Toxins*, 13, 47. <https://doi.org/10.3390/toxins13010047>.
- Barton, J.R., A. Fløysand. 2010. The political ecology of Chilean salmon aquaculture, 1982–2010: a trajectory from economic development to global sustainability. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions.* 20 (4): 739 – 752.
- Beletsky, D., J.H. Saylor, D.J. Schwab. 1999. Mean circulation in the Great Lakes. *Journal of Great Lakes Research.* 25(1): 78 - 93.
- Bellinger, E.G., D.C. Sigee. 2010. *Freshwater algae: Identification and use as bioindicators.* Wiley - Blackwell, Ltd. 285 pp.
- Bengtsson, L. 2012. Circulation Processes in Lakes. In: Bengtsson L., Herschy R.W., Fairbridge R.W. (eds) *Encyclopedia of Lakes and Reservoirs.* Encyclopedia of Earth Sciences Series. Springer, Dordrecht.
- Bjørndal, T. 2002. The competitiveness of the Chilean salmon aquaculture industry. *Aquacult. Econ. Manage.* 6: 97 – 116.
- Burns, N.M., D.C. Rockwell, P.E. Bertram, D.M. Dolan, J.J.H. Ciborowski. 2005. Trends in temperature, Secchi depth, and dissolved oxygen depletion rates in the central basin of Lake Erie, 1983–2002. *J. Great Lakes Res.* 31 (2): 35–49.
- Bustos-Gallardo, B. 2013. The ISA crisis in Los Lagos Chile: A failure of neoliberal environmental governance?. *Geoforum.* 48: 196 – 206.
- Byers S., E. Mills, P. Stewart. 1978. A comparison of methods of determining organic carbon in marine sediments, with suggestions for a standard method. *Hydrobiologia.* 58(1): 43 - 47.



- Camacho Valdez, V., A. Ruiz Luna. 2012. Marco conceptual y clasificación de los servicios ecosistémicos. *Revista Biociencias*. 1 (4): 3-15.
- Campos, H. 1984b. Macrozoobentos y fauna íctica de las aguas limnéticas de Chiloé y Aysén continentales (Chile). *Medio Ambiente*. 7(1): 52-64.
- Campos, H. 1984a. Limnological studies of Araucanian lakes. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie. Verhandlungen*. 22: 1319 - 1327.
- Campos, H. 1995. Determinación de la capacidad de carga (stock explotable) y balance de fósforo y nitrógeno en el lago Rupanco, X región. FIP IT 93-27. Universidad Austral de Chile.
- Campos, H. Arenas, J., Steffen, W., Roman, C., Aguero, G., 1982. Limnological study of Lake Ranco (Chile) morphometry, physics, chemistry, and plankton. *Arch. Hydrobiol*. 94: 137–171.
- Campos, H., A. Huber, O. Parra, C. Oyarzún, L. Villalobos, E. Jaque, C. Bertrán, A. Bravo, M. Grandjean, D. Avilés, G. Agüero, C. Campusano. 1997. Determinación de la capacidad de carga y balance de fósforo y nitrógeno del lago Natri, Cucao, Huillinco, Tepuhueico y Tarahuín
- Canfield D., R. Bachmann. 1981. Prediction of total phosphorus concentrations, chlorophyll a, and Secchi depths in natural and artificial lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 38(4): 414 - 423.
- Carlson, R.E., J. Simpson. 1996. A Coordinator's Guide to Volunteer Lake Monitoring Methods. North American Lake Management Society, 96 p.
- Castillo, M., J. Allan, S. Bronzel. 2000. Nutrient concentrations and discharges in a Midwestern agricultural catchment. *Journal of Environmental Quality*. 29: 1142-1151.
- CEPAL. 2012. La economía del cambio climático en Chile.
- CONAF. 2013, en: <http://www.ide.cl/descargas/capas/conaf/>.
- CONAMA (Comisión Nacional del Medio Ambiente). 2004. Guía para el establecimiento de normas secundarias de calidad ambiental para aguas continentales superficiales y marinas. Gobierno de Chile. 19 pp.
- Cuthbert I., P. del Giorgio. 1992. Toward a standard method of measuring color in freshwater. *Limnol. Oceanogr*. 37(6): 1319-1326.
- David, C.P.C., Y.Y. Sta Maria, F.P. Siringan, J.M. Reotita, P.B. Zamora, C.L. Villanoy, E.Z. Sombrito, R.V. Azanza. 2009. Coastal pollution due to increasing nutrient flux in aquaculture sites. *Environmental Geology*. 58: 447 - 454.
- Davis, T.W., Bullerjahn, G.S., Tuttle, T., Rozmarynowycz, M., McKay, R.M., Watson, S.B., 2015. Evaluation of increasing nitrogen and phosphorus concentrations on the toxicity and chlorophyll content during cyanobacterial blooms in Sandusky Bay Lake Erie. *Environ. Sci. Technol*. 49, 7197–7207
- Davis T.W., M.J. Harke, M.A. Marcoval, J. Goleski, C. Orano-Dawson, D.L. Berry, C.J. Gobler. 2010. Effects of nitrogenous compounds and phosphorus on the growth of toxic and non-toxic strains of *Microcystis* during cyanobacterial blooms. *Aquat Microb Ecol*. 61: 149–162



De los Ríos, P., R. Rivera, J.J. Morrone. 2010. Cyclopoids (Crustacea: Copepoda) reported for Chilean inland waters. *Boletín de Biodiversidad de Chile*. 2: 10-20.

De Groot, R., M. Stuij, M. Finlayson, N. Davidson. 2006. Valoración de humedales: Lineamientos para valorar los beneficios derivados de los servicios de los ecosistemas de humedales, Informe Técnico de Ramsar núm. 3, Núm. 27 de la serie de publicaciones técnicas del CDB, <http://www.cbd.int/doc/publications/cbdts-27-es.pdf>.

DHI. 2017. Mike 3, User guide and reference manual. Danish Hydraulic Institute, Denmark.

D.S. N°90. Decreto Supremo N° 90 del 30 de mayo del 2000 que “Establece Norma de Emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales”. <http://www.leychile.cl/N?i=182637&f=2001-03-07&p=>

Donoso, C., A. Lara. 1998. Silvicultura de los bosques nativos de Chile. Ed. Universitaria, Santiago, Chile, 421 p.

Donoso, P., M.E. González, B. Escobar, I. Basso, I. Otero. 1999. Viverización y plantación de Raulí, Roble y Coihue en Chile. En: C. Donoso y A. Lara (eds.) Silvicultura de los Bosques Nativos de Chile. Ed. Universitaria, Santiago, Chile, 145-189.

Donoso, P., L. Otero. 2005. Hacia una definición de país forestal: ¿dónde se sitúa Chile?. *Bosque*. 26 (3): 5-18.

Dodds, W.K., C.T. Robinson, E.E. Gaiser, G.J.A. Hansen, H. Powell, J.M. Smith, N.B. Morse, S.L. Johnson, S.V. Gregory, T. Bell, T.K. Kratz, W.H. McDowell. 2012. Surprises and Insights from Long-Term Aquatic Data Sets and Experiments. *Bioscience*. 62: 709–721.

Encina-Montoya, F., P. De Los Ríos Escalante, K. Salazar. 2017. Culture of native species of zooplanktonic crustaceans: *Tumeodiaptomus diabolicus* (Brehm, 1935) from northern Patagonian lakes (Chile). *Crustaceana*. 90 (13): 1599-1603.

Fellman, J.B., E. Hood, R.G.M. Spencer. 2010. Fluorescence spectroscopy opens new windows into dissolved organic matter dynamics in freshwater ecosystems: A review. *Limnol Oceanogr*. 55: 2452-2462.

Feniova, I.Y., A.L. Palash, V.I. Razlutskiy, A.R. Dzialowski. 2013. Effects of temperature and resource abundance on small- and large-bodied cladocerans: Community stability and species replacement. *Open Journal of Ecology*. 3 (2): 164 - 171.

Fisher, B., R.K. Turner, P. Morling. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*. 68 (3): 643 - 653.

Folk, R., P. Andrews, D. Lewis. 1970. Detrital sedimentary rock classification and nomenclature for use in New Zealand. *New Zealand Journal of Geology and Geophysics*. 13 (4): 937 – 968.

Folk, R.L. 1980. Petrology of Sedimentary Rocks; Hemphill Publishing Co., Austin, Texas, U.S.A, 182.

Folk, R.L., W.C. Ward. 1957. Brazos Riverbar: a study in the significance of grain size parameters. *Journal of Sedimentary Petrology*. 27: 3–26.

Garreaud, R. 2011. Cambio Climático: Bases físicas e impactos en Chile. *Rev. Tierra Adentro*. 13–19.



- Gavazov, K., J. Ingris, R. Hasibeder, R.T.E. Mills, A. Buttler, G. Gleixner, J. Pumpanen, M. Bahn. 2017. Winter ecology of a subalpine grassland: Effects of snow removal on soil respiration, microbial structure and function. *Science of The Total Environment*. 590–591: 316 - 324.
- Genkai-Kato, M., S. Carpenter. 2005. Eutrophication due to phosphorus recycling in relation to lake morphometry, temperature, and macrophytes. *Ecology*. 86(1): 210 - 219.
- Godoy, R., C. Oyarzún, V. Gerding. 2001. Precipitation chemistry in deciduous and evergreen *Nothofagus* forests of southern Chile under low-deposition climate. *Basic and Applied Ecology*. 2: 65-72.
- Haines-Young, R., M. Potschin. 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. En: D.G. Raffaelli, C.L.J. Frid. (eds), *Ecosystem Ecology: A New Synthesis*. Published by Cambridge, University Press. British Ecological Society. 110 – 139 pp.
- Hargrave, B.T. 1972. A comparison of sediment oxygen uptake, hypolimnetic oxygen deficit and primary production in Lake Esrom, Denmark. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie: Verhandlungen*. 18 (1): 134-139.
- Harke M.J., M.M. Steffen, C.J. Gobler, T.G. Otten, S.W. Wilhelm, S.A. Wood, H.W. Paerl. 2016. A review of the global ecology, genomics, and biogeography of the toxic cyanobacterium *Microcystis* spp. *Harmful Algae*. 54: 4-20.
- Harper, H.H. 1998. Stormwater chemistry and water quality: Estimating pollutant loadings and evaluation of best management practices for water quality improvements. Presented in: *Proceedings of the 1999 Stormwater Management: A Designer's Course*. Florida Engineering Society. Orlando, Florida, August 26-27.
- He, J., Z. Diao, Z. Zheng, D. Su, S. Lyu. 2020. Laboratory investigation of phosphorus loss with snowmelt and rainfall runoff from a Steppe wetland catchment. *Chemosphere*. 241: 125137.
- Hendrey, G.R. 1979. Effects of acidity on primary productivity in lakes: Phytoplankton. Presentado en: *Second Annual ORNL. Life Sciences Symposium*. Catlinburg, Tennessee, October 14-18.
- Hervé-Fernández, P.C. Oyarzún, S. Woelfl. 2016. Throughfall enrichment and stream nutrient chemistry in small headwater catchments with different land cover in southern Chile. *Hydrological Processes*. 30 (26): 4944 - 4955.
- Hickey, C.W., M.M. Gibbs. 2009. Lake sediment decision phosphorus release management- Decision support and risk assessment framework. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. 43 (3): 819 – 856.
- Holmer, M., M. Argyrou, T. Dalsgaard, R. Danovaro, E. Diaz-Almela, C.M. Duarte, M. Frederiksen, A. Grau, I. Karakassis, N. Marbà, S. Mirto, M. Pérez, A. Pusceddu, M. Tsapakis. 2008. Effects of fish farm waste on *Posidonia oceanica* meadows: synthesis and provision of monitoring and management tools. *Mar. Pollut. Bull.* 56: 1618 – 1629.
- ILEC. 2005. *Managing Lakes and their Basins for Sustainable Use, a Report for Lake Basin Managers and Stakeholders*.



- Imberger, J. 1998. Physical Processes in Lakes and Oceans, Coastal and Estuarine Studies, no. 54, American Geophysical Union, Washington, DC.
- Jeffrey, S.W., G.F. Humphrey. 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochem. Physiol. Pflanz.* 167: 191–194.
- Jeppesen, E., B. Kronvang, J.E. Olesen, J. Audet, M. Søndergaard, C.C. Hoffmann, H.E. Andersen, T.L. Lauridsen, L. Liboriussen, S.E. Larsen, M. Beklioglu, M. Meerhoff, A. Özen, K. Özkan. 2011. Climate change effects on nitrogen loading from cultivated catchments in Europe: implications for nitrogen retention, ecological state of lakes and adaptation. *Hydrobiologia.* 663: 1 – 21.
- Johansson, L.S., S.L. Amsinck, R. Bjerring, E. Jeppesen. 2005. Mid to Late-Holocene land-use change and lake development at Dallund Sø, Denmark. Trophic structure inferred from cladoceran subfossils. *The Holocene.* 15(8): 1143-1151.
- Jordan, T., D. Correl, D. Werrel. 1997. Effects of agriculture on discharges of nutrients from coastal plain watersheds of Chesapeake Bay. *Journal of Environmental Quality.* 26: 836-848.
- Kamjunke, N., M. Kramps, S. Chavez, S. Woelfl. 2012. Consumption of large, *Chlorella*-bearing ciliates (*Stentor*) by *Mesocyclops araucanus* in North Patagonian lakes. *Journal of Plankton Research.* 34 (10): 922 – 927.
- Kaste, O., A. Henriksen, A. Hindar. 1997. Retention of atmospherically-derived nitrogen in subcatchments of the Bjerkreim river in South-Western Norway. *Ambio.* 26: 296 - 303.
- Kirk, J. 2011. Light and photosynthesis in aquatic ecosystems 3rd ed. Cambridge University Press New York, NY, USA.
- Kitner, M., A. Poulickova. 2003. Littoral diatoms as indicators for the eutrophication of shallow lakes. *Hydrobiologia.* 506–509: 519–524.
- Koroleff, 1983. Determination of total phosphorus by alkaline persulphate oxidation. In: Grashoff, KM, Ehrhardt, M. Kremling, K (Eds), *Methods of Seawater Analysis.* Verlag Chemie, Weinheim, pp. 136-138.
- Krammer, K., H. Lange-Bertalot. 1991. Bacillariophyceae 3. Teil. Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae, In: *Süsswasserflora von Mitteleuropa* (H. Ettl, J. Gerloff, H. Heyning & D. Mollenhauer, eds) Band 2/3, 1-576. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Krammer, K., H. Lange-Bertalot. 2000. Süsswasserflora von Mitteleuropa. Bacillariophyceae 3. Teil. Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Ergänzte und korrigierte 2. Auflage. In: *Süsswasserflora von Mitteleuropa* (H. Ettl, J. Gerloff, H. Heyning & D. Mollenhauer, eds), 2 (3): 1-599. Spektrum, Heidelberg & Berlin.
- Lafrancois D. 2019. TAP Public meetings-September-water quality Issue Briefings- Blue-green algal blooms An Emerging Issue in Western Lake Superior. National Park Service.
- Lampert, W., U. Sommer. 2007. Limnology: The ecology of lakes and streams: Oxford, Oxford University Press. 336 pp.



- Lara, A., M. Solari, P. Rutherford, O. Thiers, R. Trecaman. 1999. Cobertura de la vegetación original de la ecorregión de los bosques Valdivianos en Chile hacia 1550. Informe Técnico. Proyecto WWF-Universidad Austral de Chile. Valdivia, 32 p.
- Lara, A., R. Urrutia, C. Little, A. Martínez, 2010. Servicios Ecosistémicos y Ley del Bosque Nativo: No basta con definirlos. *Revista Bosque Nativo*. 47: 3 – 9.
- Lee, K., S.R. Park, Y.K. Kim. 2007. Effects of irradiance, temperature, and nutrients on growth dynamics of seagrasses: A review. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 350(1): 144-175.
- León-Muñoz, J., D. Tecklin, A. Farías, S. Díaz. 2007. Salmonicultura en los lagos del sur de Chile-ecorregión valdiviana: Historia, tendencias e impactos ambientales. WWF Valdivia. 40 pp.
- Lerman, D. M. Imboden, J. R. Gat (eds.). 1995. *Physics and Chemistry of Lakes*, Springer, Berlin.
- Ley N° 18.892. 1989. Ley general de pesca y acuicultura y sus modificaciones. División Jurídica, Subsecretaría de Pesca, Gobierno de Chile. 189 pp.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA). 2005, *Ecosystems and human well-being: Health synthesis*. Island Press. Washington, D.C., USA. 53 pp.
- Ministerio del Medio Ambiente (MMA). 2017. Guía para la elaboración de Normas Secundarias de Calidad Ambiental en Aguas Continentales y Marinas. Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile.
- Ministerio de Obras Públicas – Dirección General de Aguas. 2016. Guías metodológicas para presentación y revisión técnica de proyectos de bocatomas.
- Mischke, U., S. Thackeray, M. Dunbar, C. McDonald, L. Carvalho, C. de Hoyos, M. Jarvinen, C. Laplace-Treytore, G. Morabito, B. Skjelbred, A.L. Solheim, B. Brierley, B. Dudley. 2009. Deliverable D3.1-4: Guidance document on sampling, analysis and counting standards for phytoplankton in lakes. Collaborative Project (large-scale integrating project) Grant Agreement 226273 Theme 6: Environment (including Climate Change).
- Montecino, V. 1991. Productividad primaria en lagos y embalses de la región templada de Sudamérica. *Revista Chilena de Historia Natural*. 64: 555-567.
- Montgomery D.R., G.E. Grant, K. Sullivan, 1995. Watershed analysis as a framework for implementing ecosystem management. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*. 31(3): 369–386.
- Movellán, E. 2004. Modelado de la cuña salina y del flujo de nutrientes en el tramo estuarino del río Ebro. <http://hdl.handle.net/10803/1425>
- National Center for Environmental Prediction. 2000. NCEP FNL Operational Model Global Tropospheric Analyses, Continuing from July 1999. National Weather Service, U.S. Department of Commerce, Research Data Archive at the National Center for Atmospheric Research, Computational and Information Systems Laboratory, Boulder, CO.
- Nahuelhual I., A. Carmona, M. Aguayo, C. Echeverría. 2014b. Land use change and ecosystem services provision: a case study of recreation and ecotourism opportunities in southern Chile. *Landscape Ecology*. 29 (2): 329-344.



- Nahuelhual I., A. Carmona, P. Laterra, J. Barrena, M. Aguayo. 2014a. A mapping approach to assess intangible cultural ecosystem services: The case of agriculture heritage in Southern Chile. *Ecological Indicators*. 40: 90-101.
- Nieto D., R. Norambuena, E. González, L. González, D. Brett. 2010. Sistema de producción de smolts en Chile: análisis de alternativas desde la perspectiva ambiental, sanitaria y económica. Valdivia, Chile: WWF.
- Ochoa, V., S. Cuellar, N. Urbina-Cardona. 2015. Herramientas para el análisis y modelado de servicios ecosistémicos: tendencias espacio-temporales y desafíos futuros. <https://repository.javeriana.edu.co/handle/10554/17165?show=full>.
- O'ryan R., M. Pereira. 2015. Participatory indicators of sustainability for the salmon industry: The case of Chile. *Marine Policy*. 51: 322 – 330.
- Organization for economic co-operation and development (OCDE). 1982. Eutrophication of waters. Monitoring, Assessment and Control. 156 pp.
- Otero, L. 2006. La huella del fuego. Historia de los bosques nativos y cambios en el paisaje del sur de Chile. Editorial Pehuén. Chile, 171 p.
- Outeiro, L., S. Villasante. 2013. Linking salmon aquaculture synergies and trade-offs on ecosystem services to human wellbeing constituents. *AMBIO*. 42: 1022 – 1036.
- Oyarzún, C.E., H. Campos, A. Huber. 1997. Exportación de nutrientes en microcuencas con distinto uso del suelo en el sur de Chile (Lago Rupanco, X Región). *Rev. Chil. Hist. Nat.* 70: 507 - 519.
- Parra, O., M. González, V. Dellarossa, P. Rivera, M. Orellana. 1982a. Manual taxonómico del fitoplancton de aguas continentales con especial referencia al fitoplancton de Chile. I. Cyanophyceae. Universidad de Concepción (Chile), Santiago. 70 pp.
- Parra, O., M. González, V. Dellarossa, P. Rivera, M. Orellana. 1982b. Manual taxonómico del fitoplancton de aguas continentales con especial referencia al fitoplancton de Chile. II. Chrysophyceae-Xanthophyceae. Universidad de Concepción (Chile), Santiago. 82 pp.
- Parra, O., M. González, V. Dellarossa, P. Rivera, M. Orellana. 1982c. Manual taxonómico del fitoplancton de aguas continentales con especial referencia al fitoplancton de Chile. III. Cryptophyceae-Dinophyceae-Euglenophyceae. Universidad de Concepción (Chile), Santiago, 99 pp.
- Pesse, N., C. Oyarzo, C. Pérez. 2016a. Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados para actividades de acuicultura en la zona sur austral de Chile (Segunda Etapa). Convenio de desempeño 2014. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP).
- Pesse, N., C. Oyarzo, C. Pérez. 2016b. Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados para actividades de acuicultura en la zona sur austral de Chile (Tercera Etapa). Convenio de desempeño 2015. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP).
- Pesse, N., C. Oyarzo, C. Pérez, R. Vera. 2017. Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados para actividades de acuicultura en la zona sur austral de Chile (Cuarta Etapa). Convenio de desempeño 2016. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP).



- Pesse, N., C. Oyarzo, C. Pérez, R. Vera. 2018. Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados para actividades de acuicultura en la zona sur austral de Chile (Quinta Etapa). Convenio de desempeño 2017. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP).
- Pesse, N., C. Oyarzo, C. Pérez, R. Vera. 2020. Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados para actividades de acuicultura en la zona sur austral de Chile (Sexta Etapa). Instituto de Fomento Pesquero (IFOP).
- Pesse, N., C. Oyarzo, C. Pérez, R. Vera. 2021. Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados para actividades de acuicultura en la zona sur austral de Chile (Séptima Etapa). Instituto de Fomento Pesquero (IFOP).
- Phillips, G., H. Teixeira, M. Kelly, F. Salas. 2018. Best practice forestablishing nutrient concentrations to support good ecological status. JCR Technical report EUR 29329. <https://www.researchgate.net/publication/331865715>.
- Ponce, R.D., F. Vásquez, A. Stehr, P. Debels, C. Orihuela. 2011. Estimating the economic value of landscape losses due to flooding by hydropower plants in the Chilean Patagonia. *Water Resources Manage.* 25: 2449.
- Prado-Fiedler, R., G. Leighton, Italo Serey, N. Silva, S. Vega, M. Escobar. 1999. Determinación de la capacidad de carga y balance de fósforo y nitrógeno de los lagos Chapo, Yelcho, Popetán y laguna San Antonio en la X Región. Fondo de Investigación Pesquera (FIP), FIP-IT/97-40. Universidad de Valparaíso.
- Prato, T. 2000. Multiple attribute evaluation of landscape management. *Journal of Environmental Management.* 60: 325–337.
- Rivera, P. 1970. Diatomeas de los lagos Ranco, Laja y Laguna Chica de San Pedro (Chile).
- Rivera, P. 1974. Diatomeas de agua dulce de Concepción y alrededores (Chile). *Gayana Botánica.* 28: 3 - 174.
- Rivera, P., O. Parra, M. González. 1973. Fitoplancton del Estero Lengua Chile. *Gayana Bot.* 23: 1-93.
- Rivera, P., O. Parra, M. González, V. Dellarossa, M. Orellana. 1982. Manual taxonómico del fitoplancton de aguas continentales. IV Bacillariophyceae. Universidad de Concepción. Ed. 97 pp.
- Ryding, S., W. Rast (eds). 1993. El control de la eutroficación en los lagos y pantanos. Publicación UNESCO, Ediciones Pirámide, Madrid. 375 pp.
- Santana, A. 1984. Resumen Meteorológico año 1984. Estación Jorge C. Schythe. *Anales Instituto Patagonia, (Chile).* 15: 61 - 66.
- Savage, A.A., G.M. Gazey, 1987. Relationships of physical and chemical conditions to species diversity and density of gastropods in English lakes. *Biological Conservation.* 42 (2): 95 - 113.
- Scheffer, M., E. Jeppesen. 1998. Alternative Stable States BT - The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes, in: Jeppesen, E., Søndergaard, Martin, Søndergaard, Morten, Christoffersen, K. (Eds.). Springer New York, New York, NY, pp. 397–406.



- Schindler, D.W., E. J. Fee, y T. Rusczyński. 1978. Phosphorus input and its consequences for phytoplankton standing crop and production in the Experimental Lakes Area and in similar lakes. *J. Fish. Res. Board Can.* 35: 190 – 196.
- Schwab D., D. Beletsky. 2003 Relative effects of wind stress curl, topography, and stratification on large-scale circulation in Lake Michigan, *J. Geophys. Res.* 108(C2): 3044.
- Sibson, R. 1981. A brief description of natural neighbor interpolation *Interpreting Multivariate Data* (pp. 21-36). Chichester: John Wiley.
- Skamarock, W.C., J.B. Klemp, J. Dudhia, D.O. Gill, D.M. Barker, M.G. Duda, X.Y. Huang, W. Wang, J.G. Powers. 2008. A description of the advanced research WRF version 3. In: NCAR Technical Note (475). 125 pp.
- Soil Conservation Service (SCS). 1975. SCS National Engineering Handbook, Section 4. Hydrology, Soil Conservation Service. US Department of Agriculture, Washington, DC.
- Soto, D. 2002. Patrones oligotróficos en lagos del sur de Chile: relevancia de los nutrientes y de la profundidad de mezcla. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 75 (2): 377 - 393.
- Standard Methods. 2005. Standard Methods for the examination of water and wastewater. Revision to NSF/ANSI 41-2005.
- Steinberg, C. 2003. Ecology of humic substances in freshwaters: Determinants from geochemistry to ecological niche. Springer. 445 pp.
- Strickland, J.D.H, T.R. Parson. 1972. A practical Handbook of Seawater Analysis. Fisheries research board of Canada.
- Subsecretaría de Desarrollo Regional y Administrativo (SUBDERE). 2009. Manual de soluciones de saneamiento sanitario para zonas Rurales.
- UACH. 2009. Diagnóstico de la calidad de agua del lago Villarrica. Fondo Nacional de Desarrollo Regional. 72 pp.
- United States Department of Agriculture – Natural Resources Conservation Service (USDA – SCA). 2004. Hydrologic Soil-Cover Complexes. Part 630 Hydrology National Engineering Handbook.
- Urrutia, R., A. Araneda, O. Parra, A. Stehr, R. Figueroa, J. Feléz, P. Pedreros, V. Almanza, N. Araneda, M.E. Díaz. 2017. Análisis y formulación de red de monitoreo de los lagos de la región de los Ríos. Informe Final. Centro EULA. Universidad de Concepción.
- Vera, R., C. Aguirre, C. Espinoza, A. Oyanedel, C. Oyarzo, C. Pérez, N. Pesse. 2020. Recopilación y análisis de antecedentes para la revisión de la Norma Secundaria de Calidad Ambiental del lago Llanquihue. IFOP - Ministerio del Medio Ambiente.
- Villalobos, L., O. Parra, M. Grandjean, E. Jaque, S. Woelfl, H. Campos. 2003a. A study of the river basins and limnology of five humic lakes on Chiloé Island. *Revista Chilena de Historia Natural.* 76: 563 - 590.
- Vollenweider, R.A. 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia.* 33: 53 – 83.



- Wallace, R.L., T.W. Snell. 2001. Rotifera. In J. H. Thorp and A. P. Covich, editors. Ecology and classification of North American freshwater invertebrates. Academic Press, San Diego. 195-254 pp.
- Wang X. 2001. Integrating water-quality management and land-use planning in a watershed context. *Journal of Environmental Management*. 61: 25 – 36.
- Wang, X., L.M. Olsen, K.L. Reitan, Y. Olsen. 2012. Discharge of nutrient wastes from salmon farms: environmental effects, and potential for integrated multi-trophic aquaculture. *Aquacult environ Interact*. 2: 267- 283.
- Webster, K.E., P.A. Soranno, K. Spence, M.T. Bremigan, J.A. Downing, P.D. Vaux, T.R. Asplund, L.C. Bacon, J. Connor. 2008. An empirical evaluation of the nutrient-color paradigm for lakes. *Limnol. Oceanogr*. 53 (3): 1137 - 1148.
- Wentworth, C. 1922. A Scale of Grade and Class Terms for Clastic Sediments. *The Journal of Geology*. 30 (5): 377 - 392.
- Wetzel, R. 2001. *Limnology. Lakes and river ecosystem*. ACADEMIC PRESS. New York. 1006 pp.
- Williamson, C.E., J.A. Brentrup, J Zhang, W.H. Renwick, B.R. Hargreaves, L.B. Knoll, E.P. Overholt, K.C. Rose. 2014. Lakes as sensors in the landscape: Optical metrics as scalable sentinel responses to climate change. *Limnol. Oceanogr*. 59: 840 – 850.
- Williamson, C.E., D.P. Morris, M.L. Pace, O.G. Olson. 1999. Dissolved organic carbon and nutrients as regulators of lake ecosystems: Resurrection of a more integrated paradigm. *Limnol. Oceanogr*. 44 (3, part 2): 795-803.
- Williamson, C.E., W. Dodds, T.K. Kratz, M.A. Palmer. 2008. Lakes and streams as sentinels of environmental change in terrestrial and atmospheric processes. *Front. Ecol. Environ*. 6: 247 – 254.
- Williamson, C.E., J.W. Reid. 2001. Copepoda. In: Thorp, J. H. and A. Covich. *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. Chapter 22. pp. 915-954.
- Woelfl, S., J. Nimptsch, C. Oyarzún, M. Grandjean, W. Steffen, D. Schories, C. Bertrán, L. Caputo, J. Jaramillo. 2013. Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados para actividades de acuicultura en la zona sur austral de Chile (Primera Etapa). PROYECTO N 4728-42-LP12. Universidad Austral de Chile.
- Zhou G., X. Wei, X. Chen, P. Zhou, X. Liu, Y. Xiao, G. Sun, D.F. Scott, S. Zhou, L. Han, Y. Su. 2015. Global pattern for the effect of climate and land cover on water yield. *Nature communications*. 6: 5918.



8. ANEXO: TABLAS

Tabla 1. Coordenadas, fechas de muestreo y profundidades que a la fecha se han muestreado de manera intensiva en la estación C2, Lago Llanquihue.

Estación	Fecha	Hora	Lat.	Long.	Prof. (m)	Prof. por St.
C2	13/04/2020	9:30	41°13'54,0"	72°53'52,8"	267	0-10-20-30-40-60-80-250
C2	13/05/2020	10:00	41°13'54,0"	72°53'52,8"	258	0-10-20-30-40-50-80-250
C2	24/06/2020	10:30	41°13'54,0"	72°53'52,8"	260	0-10-20-30-40-60-80-250

**Tabla 2.** Estaciones de muestreo de columna de agua para los lagos Araucanos en estudio (Ranco, Puyehue, Rupanco, Llanquihue y Chapo).

Lago	Estación	Coordenadas		Profundidades (m)
		Latitud (S)	Longitud (O)	
RANCO	100972 (E1)	40°17'17,6"	72°18'00,9"	0-10-20-30-40-50
	101955 (E2)	40°17'36,1"	72°15'34,4"	0-10-20-30-40-50
	C1	40°11'17,4"	72°20'43,8"	0-10-20-30-40-50-80-100-120-160-180
PUYEHUE	100578 (E2)	40°37'59,9"	72°23'17,2"	0-10-20-30-40-50
	100205 (E1)	40°38'52,1"	72°20'35,0"	0-10-20-30-40-50
	C1	40°39'27,0"	72°23'31,0"	0-10-20-30-40-50-80-100-120
RUPANCO	101707	40°47'37,5"	72°39'34,1"	0-10-20-40-80-100-140
	100081	40°46'02,6"	72°37'35,3"	0-10-20-40
	100389	40°47'09,0"	72°28'15,6"	0-10-20
	100522	40°53'51,8"	72°19'14,1"	0-10-20-40-50-100
	100625	40°51'10,1"	72°30'04,7"	0-10-20-30-40-60
	101851	40°51'53,3"	72°27'57,3"	0-10-20-40-60
	101862	40°52'45,7"	72°26'54,0"	0-10-20-30-40-60
	C2	40°49'34,7"	72°31'19,0"	0-10-20-30-40-50-80-100-120-160-200-260
LLANQUIHUE	100100	41°12'44,7"	73°01'28,7"	0-10-20-40
	100332	41°11'47,8"	73°00'30,5"	0-10-20-40-50
	100507	41°05'46,8"	72°57'58,5"	0-10-20-40-50
	100545	40°58'00,6"	72°52'05,6"	0-10-20
	100627	41°00'28,5"	72°44'24,3"	0-10-20
	100628	41°01'22,4"	72°41'43,7"	0-10-20-30
	100370	41°08'22,9"	72°35'44,9"	0-10-20-40-50
	100390	41°11'22,5"	72°34'14,1"	0-10-20-40-70
	100070	41°16'53,0"	72°52'09,6"	0-5-10
	Puerto Varas	41°18'54,1"	72°58'16,9"	0-10-20-30
	C1	41°10'06,6"	72°39'21,9"	0-10-20-30-40-50-80-120-160-200-250-300
	C2	41°13'54,0"	72°53'52,8"	0-10-20-30-40-50-80-120-160-200-250
CHAPO	100394	41°26'15,7"	72°34'30,4"	0-10-20
	101051	41°28'43,9"	72°27'22,0"	0-10-20-40-80-120-250
	101278	41°30'20,4"	72°28'4,30"	0-10-20-40
	C2	41°29'47,1"	72°26'59,3"	0-10-20-30-40-50-80-120-160-200-250-290

**Tabla 3.** Estaciones de muestreo de columna de agua en lagos Chilotes (Popetán, Cucao, Huillínco, Tarahuín, Natri, y San Antonio).

Lago	Centro	Coordenadas		Profundidades (m)
		Latitud (S)	Longitud (O)	
POPETÁN	E1	42°12'10,7"	73°28'17,9"	0-5-10-15
	E2	42°12'28,1"	73°27'42,8"	0-5-10-15
CUCAO	E3	42°37'23,4"	74°05'52,7"	0-5
	100618 (E1)	42°39'44,7"	74°01'25,1"	0-5-10-15
	C2	42°38'37,6"	74°03'58,0"	0-5-10-15-20
HUILLINCO	100520	42°39'30,5"	73°58'09,7"	0-5-10-15-20-30-40
	100617	42°40'05,2"	73°59'15,2"	0-5-10-15-20-30
	100616	42°39'30,2"	73°55'28,2"	0-5
	100968	42°40'46,6"	73°55'29,6"	0-5
	C1	42°40'10,0"	73°56'42,1'	0-5-10-15-20-30-40-45
TARAHUÍN	100521	42°42'30,9"	73°43'46,7"	0-5-10-15
	100436	42°43'10,3"	73°46'10,2"	0-5-10
	C1	42°43'02,8"	73°43'50,8"	0-5-10-15-20-25
NATRI	100437	42°47'32,0"	73°51'00,7"	0-5-10-15-20-30
	100427	42°48'26,5"	73°46'54,1"	0-5-10-15-20-25
	100600	42°48'09,1"	73°47'43,7"	Solo CTD
	C1	42°47'37,9"	73°48'39,5"	0-5-10-15-20-30-40-50-55
SAN ANTONIO	E1	42°57'48,0"	73°44'25,5"	0-5-10-15
	E2	42°57'21,4"	73°43'35,1"	0-5-10-15-20

**Tabla 4.** Estaciones de muestreo de columna de agua en lagos Patagónicos (Yelcho, Riesco y Sofía).

Lago	Centro	Coordenadas		Profundidades (m)
		Latitud (S)	Longitud (O)	
YELCHO	101521	43°11'58,6"	72°26'57,2"	0-10-20-30
	101522	43°16'23,1"	72°20'31,4"	0-10-20-30-40
	C2	43°19'24,4"	72°15'48,5"	0-10-20-30-40-50-80-120-150-180-220
RIESCO	110048	45°31'41,9"	72°43'52,6"	0-10-20-30-40-50-80-100
	110038	45°29'22,4"	72°42'8,4"	0-10-20-30-40-50-80
SOFÍA	E1	51°31'47,7"	72°37'25,8"	0-5-10-15-20
	E2 (C1)	51°31'43,7"	72°39'25,8"	0-5-10-15-20-25-30

**Tabla 5.** Estaciones de muestreo de sedimento para los lagos Araucanos en estudio (Ranco, Puyehue, Rupanco, Llanquihue y Chapo).

Lago	Estación		Coordenadas	
			Latitud (S)	Longitud (O)
Ranco	100972 (E1)	1	40°17'26,07"	72°18'2,25"
		2	40°17'12,39"	72°18'6,61"
		3	40°17'12,68"	72°18'15,85"
	101955 (E2)	1	40°17'37,1"	72°15'30,1"
		2	40°17'48,9"	72°15'27,6"
		3	40°17'55,5"	72°15'09,6"
Puyehue	100578 (E2)	1	40°37'50,1"	72°23'42,6"
		2	40°38'05,7"	72°22'56,9"
		3	40°38'18,2"	72°22'27,8"
	100205 (E1)	1	40°39'06,9"	72°20'17,2"
		2	40°38'27,89"	72°21'25,34"
		3	40°39'43,6"	72°20'49,7"
Rupanco	100389	1	40°47'09,9"	72°27'40,6"
		2	40°46'56,7"	72°27'54,8"
		3	40°47'01,8"	72°28'34,5"
	101862	1	40°52'39,9"	72°27'07,6"
		2	40°52'49,7"	72°26'55,6"
		3	40°52'39,8"	72°27'26,9"
Llanquihue	100100	1	41°12'43,92"	73°01'28,65"
		2	41°12'38,1"	73°1'31,3"
		3	41°12'38,6"	73°1'17,9"
	100070	1	41°16'53,0"	72°52'09,6"
		2	41°16'52,9"	72°52'13,8"
		3	41°16'58,4"	72°52'04,3"
Chapo	100394	1	41°26'13,6"	72°34'32,7"
		2	41°26'18,7"	72°34'14,6"
		3	41°26'12,3"	72°34'19,7"
	101278	1	41°30'27,0"	72°27'55,1"
		2	41°30'30,3"	72°28'13,7"
		3	41°30'24,6"	72°28'23,0"

**Tabla 6.** Estaciones de muestreo de sedimento en lagos Chilotes (Popetán, Huillínco, Cucao, Tarahuín, Natri, y San Antonio).

Lago	Estación		Coordenadas	
			Latitud (S)	Longitud (O)
Popetán	E1	1	42°12'33,8"	73°27'26,6"
		2	42°12'22,4"	73°28'04,9"
		3	42°12'02,2"	73°28'31,8"
Huillínco	E3	1	42°37'22,6"	74°05'57,0"
		2	42°37'56,56"	74°05'40,0"
		3	42°38'22,8"	74°04'34,6"
	100618 (E1)	1	42°39'49,89"	74°01'23,35"
		2	42°39'44,7"	74°01'17,4"
		3	42°39'45,0"	74°01'29,9"
Cucao	100520	1	42°39'31,67"	73°58'04,18"
		2	42°39'20,2"	73°58'09,9"
		3	42°39'27,2"	73°57'37,4"
	100617	1	42°39'58,3"	73°58'36,4"
		2	42°40'08,2"	73°59'00,2"
		3	42°40'00,7"	73°59'33,9"
Natri	100521	1	42°42'40,15"	73°44'15,43"
		2	42°42'45,37"	73°43'45,98"
		3	42°42'34,84"	73°43'27,25"
	100436	1	42°43'16,1"	73°46'16,8"
		2	42°43'03,41"	73°46'00,91"
		3	42°43'01,8"	73°46'31,7"
Tarahuín	100437	1	42°47'30,7"	73°51'15,0"
		2	42°47'26,5"	73°50'56,9"
		3	42°47'44,7"	73°51'13,4"
	100427	1	42°48'28,9"	73°46'53,9"
		2	42°48'32,9"	73°46'56,8"
		3	42°48'35,0"	73°46'52,5"
San Antonio	E1	1	42°57'56,2"	73°44'28,1"
		2	42°58'01,8"	73°44'40,0"
		3	42°57'53,5"	73°45'02,9"
	E2	1	42°57'24,3"	73°43'54,4"
		2	42°57'28,1"	73°43'10,70"
		3	42°57'12,0"	73°43'24,50"

**Tabla 7.** Estaciones de muestreo sedimento en lagos Patagónicos (Yelcho, Riesco y Sofía).

Lago	Estación		Coordenadas	
			Latitud (S)	Longitud (O)
Yelcho	101521	1	43°12'01,3"	72°27'13,3"
		2	43°11'58,2"	72°27'08,4"
		3	43°11'49,66"	72°27'11,67"
	101522	1	43°16'31,2"	72°20'28,1"
		2	43°16'32,7"	72°20'16,2"
		3	43°16'30,5"	72°20'02,5"
Riesco	110048	1	45°31'40,5"	72°44'11,2"
		2	45°31'54,5"	72°44'04,6"
		3	45°31'52,9"	72°44'20,3"
	110038	1	45°29'23,4"	72°42'11,5"
		2	45°29'19,3"	72°42'14,7"
		3	45°29'12,0"	72°42'18,1"
Sofía	E1	1	51°31'44,5"	72°37'18,7"
		2	51°31'48,8"	72°37'31,6"
		3	51°31'47,4"	72°37'36,6"
	E2 (C1)	1	51°31'44,1"	72°39'28,2"
		2	51°31'50,2"	72°40'35,8"
		3	51°31'39,4"	72°40'12,0"

**Tabla 8.** Cálculo del Índice de Carlson por etapa y lago lagos araucanos y patagónicos (TSI). En rojo los valores sobre 40 (mesotrófico).

Etapa	Lago	Cla	PT	Secchi	TSI.SD	TSI.PT	TSI.Cla
2	Ranco	0,67	5,50	8,20	29,68	28,72	26,69
2	Llanquihue	0,79	6,52	14,64	21,32	31,19	28,24
2	Chapo	1,36	5,59	5,57	35,25	28,96	33,61
3	Ranco	1,12	6,60	10,33	26,35	31,36	31,71
3	Puyehue	0,92	8,00	8,80	28,66	34,14	29,78
3	Rupanco	0,41	3,87	10,00	26,82	23,65	21,78
3	Llanquihue	0,78	8,44	10,98	25,48	34,90	28,13
3	Chapo	1,87	3,69	2,86	44,87	22,96	36,76
3	Yelcho	0,14	3,60	7,50	30,97	22,62	11,53
3	Riesco	0,92	1,33	7,13	31,70	8,30	29,81
4	Ranco	0,30	5,60	15,00	20,98	28,98	18,71
4	Puyehue	3,64	7,14	4,60	38,01	32,49	43,27
4	Rupanco	0,56	1,31	12,27	23,88	8,06	24,83
4	Llanquihue	0,35	5,64	14,21	21,75	29,09	20,34
4	Chapo	0,46	5,25	12,00	24,19	28,06	22,98
4	Yelcho	0,32	3,28	9,13	28,14	21,28	19,54
4	Sofía	0,54	10,24	5,30	35,97	37,70	24,56
5	Ranco	0,61	5,00	12,54	23,56	27,36	25,67
5	Puyehue	0,39	5,00	8,48	29,20	27,36	21,46
5	Rupanco	0,85	5,97	12,28	23,86	29,93	29,06
5	Llanquihue	0,83	5,00	12,96	23,08	27,36	28,75
5	Chapo	0,66	5,65	8,80	28,66	29,13	26,54
5	Yelcho	0,44	5,58	6,84	32,29	28,94	22,59
5	Riesco	0,86	7,10	5,70	34,92	32,41	29,09
5	Sofía	0,56	11,25	2,06	49,62	39,05	24,91
6	Ranco	0,38	5,00	11,00	25,45	27,36	21,16
6	Puyehue	1,02	5,00	7,00	31,96	27,36	30,78
6	Rupanco	0,76	5,00	10,50	26,12	27,36	27,96
6	Llanquihue	0,64	5,00	13,00	23,04	27,36	26,17
6	Chapo	0,76	5,00	5,78	34,72	27,36	27,96
6	Yelcho	0,25	5,00	9,00	28,34	27,36	17,18
6	Riesco	0,25	4,62	6,00	34,18	26,21	17,18
6	Sofía	1,88	6,66	7,00	31,96	31,49	36,79
7	Ranco	0,19	5,00	15,43	20,57	27,36	14,36
7	Puyehue	0,41	5,00	10,20	26,53	27,36	21,79
7	Rupanco	0,31	5,31	11,70	24,56	28,21	19,09
7	Llanquihue	0,20	5,19	18,30	18,11	27,88	14,96



Etap	Lago	Cla	PT	Secchi	TSI.SD	TSI.PT	TSI.Cla
7	Chapo	0,32	5,00	11,53	24,77	27,36	19,29
7	Yelcho	0,22	5,00	7,90	30,22	27,36	15,87
7	Riesco	1,10	5,59	5,63	35,09	28,97	31,57
7	Sofía	0,38	6,10	5,50	35,43	30,22	21,16
8	Ranco	0,51	3,33	13,18	22,84	21,51	23,98
8	Puyehue	1,44	7,80	9,25	27,94	33,77	34,20
8	Rupanco	0,38	2,40	11,26	25,11	16,77	21,16
8	Llanquihue	0,16	1,58	13,24	22,78	10,78	12,85
8	Yelcho	0,59	5,47	8,26	29,57	28,64	25,49
8	Riesco	0,32	4,20	6,72	32,55	24,84	19,37
8	Sofía	0,14	5,00	8,73	28,78	27,36	11,32



9. ANEXO DIFUSIÓN

1. Invitación al taller de difusión del estudio

F. Leonardo Guzmán Méndez
Jefe División Investigación en Acuicultura
Instituto de Fomento Pesquero - IFOP

Saluda atentamente a usted, y tiene el agrado de invitarle al Taller de Difusión del programa **"Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados para actividades de acuicultura en la zona sur de Chile, VIII etapa"**.

Este Taller se realizará el día **miércoles 22 de septiembre de 2021**, entre las **09:30 y 12:00 horas**, accediendo al siguiente link de Google Meet: <https://meet.google.com/rzo-rfaw-fuu?hs=122&authuser=0>

Puerto Montt septiembre de 2021



2.- Programa enviado junto a las invitaciones al taller de difusión



PROGRAMA TALLER DE DIFUSIÓN "EVALUACIÓN DEL ESTADO AMBIENTAL DE LAGOS UTILIZADOS PARA ACTIVIDADES DE ACUICULTURA EN LA ZONA SUR DE CHILE, OCTAVA ETAPA".

Nos encontramos el 22 de septiembre de 2021,
en el siguiente enlace: <https://meet.google.com/rzo-rfaw-fuu?hs=122&authuser=0>

Convoca: Instituto de Fomento Pesquero, Sr. Leonardo Guzmán Méndez, Jefe División de Investigación en Acuicultura

En el marco del Convenio de Desempeño entre la Subsecretaría de Economía y Empresas de menor tamaño y el Instituto de Fomento Pesquero, se desarrolla el presente Taller de difusión, para dar a conocer los principales resultados del estudio, como la calidad ambiental del sistema de estos y las recomendaciones a la autoridad y usuarios de cuencas lacustres.

Hora	Actividad
09:30	Recepción Palabras de Bienvenida (Dr. Cs. Leonardo Guzmán Méndez, Jefe División de Investigación en Acuicultura).
9:40	Reseña histórica del estudio y consideraciones. (MCs. Nicole Pesse, Investigadora, Instituto de Fomento Pesquero)
10:15	Servicios Ecosistémicos del lago Rupanco (Dr. Cs. Rodrigo Vera Sepúlveda, Investigador, Instituto de Fomento Pesquero)
10:55	Estudio de variables ambientales, balance de nutrientes, y capacidad de carga del lago Rupanco. (MCs. Carolina Oyarzo, Investigadora, Instituto de Fomento Pesquero)
11:30	Estudio de caso, monitoreo intensivo en el lago Llanquihue. (Dr Cs. Claudia Pérez Sáez , Investigadora, Instituto de Fomento Pesquero)
12:00	Consultas y Discusión

Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, Bellavista 168, piso 16, Casilla 100-V, Valparaíso, Chile.
Instituto de Fomento Pesquero, Balmaceda 252, Puerto Montt, Chile

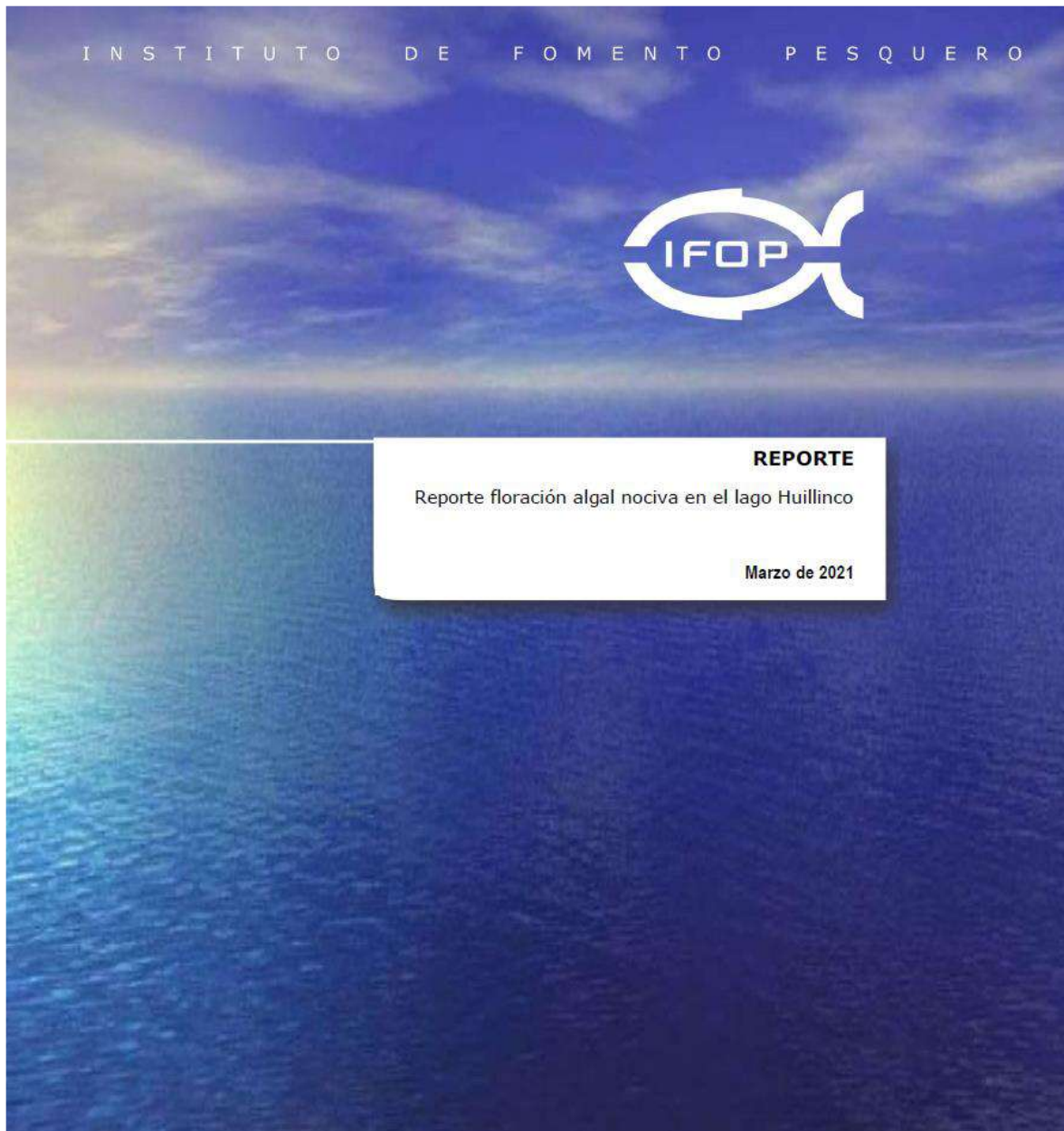


3.- Listado de Participantes al taller

	Nicole Pesse (Tú) Anfitrión de la reunión	!		Claudia Perez	✂	...	
	Alberto Fernandez Ortego	✂	...		Cristian Vasquez	✂	...
	Avril Bernales	✂	...		Daniela Nuñez	✂	...
	Beatriz Córdova	✂	...		David Opazo	✂	...
	Carolina Aguirre	✂	...		Elias Pinilla	✂	...
	Carolina Barrientos	✂	...		Emma Cascales	✂	...
	Carolina Oyarzo	✂	...		Flor Uribe	✂	...
	Lilian Diaz	✂	...		GISELA LABRA	✂	...
	LORETO LOPEZ	✂	...		Juan Pablo	✂	...
	Macarena Herrera	✂	...		Julia Caceres	✂	...
	Nicole Gesell Aedo	✂	...		Karen Correa	✂	...
	Nicole Gesell Aedo	✂	...		Leandro Lincoqueo	✂	...
	Pascual Opazo	✂	...		Leonardo Guzman	✂	...
	Rodrigo Ulloa	✂	...		Lilian Diaz	✂	...
	RODRIGO VERA Presentación	✂	...				
	SANDRA SILVA	✂	...				
	Sergio Ignacio Flores Clar...	✂	...				
	SISS Puerto Montt	✂	...				
	VALENTINA BESOAIN	✂	...				
	Vladimir Murillo	✂	...				
	Ximena Molina	✂	...				



10. ANEXO REPORTE DE FLORACIÓN ALGAL NOCIVA





Reporte

Apoyo interinstitucional

Marzo de 2021

AUTOR

Nicole Pesse

COLABORADORES

Oscar Espinoza

Julia Cáceres

Gastón Vidal

COLABORADORES EXTERNOS

Paulina Rojas (SERNAPESCA)

Capitanía de Puerto de Chonchi



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISIÓN INVESTIGACIÓN EN ACUICULTURA

A fines de febrero de 2021, se registró una intensa coloración verde azulada en la columna de agua en el lago Huillinco, comuna de Chonchi región de los Lagos. Por lo cual se realizaron actividades tendientes a determinar qué organismo causaba dicha coloración y si esta implicaba posibles problemas a la biota acuática y a las actividades humanas.



Figura N°1. Lago Huillinco, se identifica con flecha roja el área donde se produjo la floración.

La floración se produjo en el área sur este del lago Huillinco, en la playa cercana a la localidad de Huillinco. Debido a que IFOP lleva a cabo el estudio: “Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados para actividades de acuicultura en la zona sur de Chile”, es que se cuenta con información de la calidad ambiental de este lago. A través de las diferentes etapas del estudio mencionado, se ha reportado el lago en condiciones generalmente mixotróficas (Pesse et al, 2020), es decir, con un elevado contenido de fósforo total y de color. Dada su condición trófica, este lago es susceptible a experimentar los efectos de la eutroficación, como son las floraciones algales nocivas.



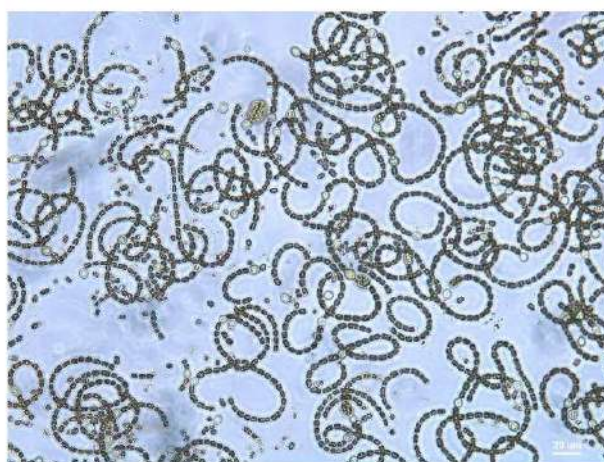
Fotografía N°1. Playa lago Huillinco, afectada por floración algal (Fotografía gentileza de DGTM Y MM).

La autoridad marítima reportó a SERNAPESCA la presencia de esta intensa coloración del agua, seguido de ello SERNAPESCA tomó muestras para hacer posible la identificación de la microalga. Posteriormente en CREAN – IFOP se procesaron y analizaron las muestras.

Una vez recibidas las muestras en CREAN –IFOP estas fueron revisadas al microscopio, medidas y contabilizadas. Se fueron observando las muestras con diferentes aumentos hasta llegar a identificar la especie.



Fotografía N°2. Múltiples cadenas de Cianobacterias del orden Nostocales observadas en microscopio Olympus BX41TF con aumento 10X



Fotografía N°3. Cadenas de *Dolichospermum cf. circinalis* observadas en microscopio Olympus BX41TF con aumento 40X. Se observan las células redondeadas en forma de barril, con heterocistos redondos.



Fotografía N°4. Cadenas de *Dolichospermum cf. circinalis* observadas en microscopio Olympus BX41TF con aumento 100X con aceite de inmersión. Se observa la forma y contenido de las células vegetativas, y de las células diferenciadas: acinetos (células diferenciadas cilíndricas) y heterocitos (células diferenciadas redondas) (Fotografía gentileza de Julia Cáceres-CREAN).

Se identificó la microalga causante de la floración como *Dolichospermum cf. circinalis*, observándose una floración de carácter mono específico. *D. circinalis* es una cianobacteria del orden de las Nostocales, capaz de fijar nitrógeno atmosférico y producir toxinas. De acuerdo a UNESCO, 2009 *D. circinalis* produce anatoxina-a y anatoxina-a(S).

Si bien en esta ocasión no se evaluó toxicidad, al considerar el número de células por litro (40.500 cél/ml) y biovolumen celular ($\sim 5 \text{ mm}^3/\text{L}$), es posible clasificar la floración, de acuerdo a la OMS (Chorus y Baltram, 1999), entre nivel de alerta I y II, entre amarillo y rojo, como puede observarse en la tabla 1.

Tabla 1. Valores críticos de la Organización Mundial de la Salud para aguas con fines de: potabilización y recreación, extraída de Chorus y Bartram, 1999. "Guía para el manejo de consecuencias en la salud pública, manejo y monitoreo" (Pesse *et al.*, 2017).

Niveles OMS		Biomasa de Cianobacteria		
Agua Potable	Agua Recreación	Biovolumen (mm ³ /l)	Células (cél/ml)	Clorofila a (ug/l)
Alerta 1 		0,2	2000	1
	Guía 1	2	20000	10
Alerta 2 	Guía 2	10	100000	50

Considerando que la floración muestra nivel de alerta amarilla, se debe trabajar con el árbol de decisión que se muestra en la figura N°2.

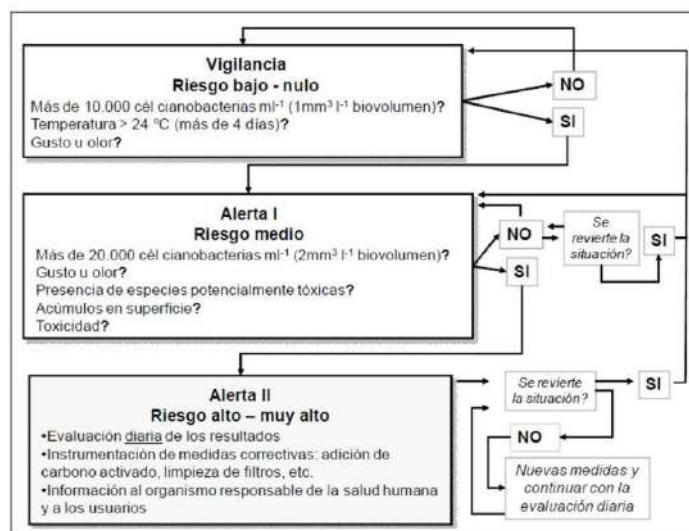


Figura N° 2. Árbol de decisión incorporando los tres niveles, vigilancia, alerta I y alerta II para el monitoreo de floraciones de cianobacterias potencialmente tóxicas en fuentes de agua para potabilizar. Las variables a estimar y dónde muestrear se presentan en la Tabla 6.3. Simplificado de varias fuentes (Chorus & Bartram 1999; Brasil 2004; Cybis *et al.* 2006). (Figura UNESCO, 2009).



Así también deben considerar los usos que se le dan al cuerpo de agua para evaluar las acciones a seguir.

Cabe mencionar que algunas cianobacterias en floración, son capaces de generar reacciones alérgicas a la piel y vías respiratorias, además de toxicidad por lo que generar problemas tanto para uso directo (actividades recreativas y bebida de animales) como para potabilización o captación de agua para consumo humano.

Se sugiere mantener el monitoreo de la floración, ya que la elevada densidad encontrada podría producir problemas tanto para actividades recreativas como para el consumo de agua.

Referencias bibliográficas

UNESCO. 2009. Cianobacterias Planctónicas del Uruguay. Manual para la identificación y medidas de gestión. Sylvia Bonilla (editora). Documento Técnico PHI-LAC, N° 16.

Bonilla S., C. S'Anna, M. Pirez, B. Cembella, C. Piccini, B. Brena, 2016. Curso teórico práctico: "Cianobacterias de ecosistemas límnicos Características generales, métodos de estudio y taxonomía". Universidad de la República, Montevideo Uruguay.

Pesse, N., C. Oyarzo, C. Pérez, R. Vera, 2017. Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados para actividades de acuicultura en la zona sur austral de Chile (Cuarta Etapa). Convenio de desempeño 2016. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP).

Pesse, N., C. Oyarzo, C. Pérez, R. Vera, 2020. Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados para actividades de acuicultura en la zona sur austral de Chile (Sexta Etapa). Convenio de desempeño 2018. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP).



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO

Sección Ediciones y Producción

Almte. Manuel Blanco Encalada 839

Fono 56-32-2151500

Valparaíso, Chile

www.ifop.cl



