



INFORME FINAL

Convenio de Desempeño 2017

Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados para
actividades de acuicultura en la zona sur austral de Chile

(V Etapa)

SUBSECRETARIA DE ECONOMÍA y EMT / Agosto 2018



INFORME FINAL

Convenio de Desempeño 2017

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

SUBSECRETARIA DE ECONOMÍA y EMT / Agosto 2018

REQUIRENTE

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

Subsecretaria de Economía
Ignacio Guerrero Toro

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

Carolina Oyarzo Rösner
Claudia Pérez Sáez
Nicole Pesse Lastra
Rodrigo Vera Sepúlveda

COLABORADORES

Jorge Nimptsch Maas



ÍNDICE GENERAL

	Página
ÍNDICE GENERAL	1
ÍNDICE TABLAS	4
ÍNDICE FIGURAS	8
RESUMEN EJECUTIVO POR LAGO	18
1. INTRODUCCIÓN	23
2. OBJETIVOS	28
2.1. Objetivo general	28
2.2. Objetivos específicos	28
3. METODOLOGÍA	29
3.1. Objetivo específico 1	29
3.2. Objetivo específico 2	29
3.3. Objetivo específico 3	35
3.4. Objetivo específico 4	36
3.5. Objetivo específico 5	42
3.6. Objetivo específico 6	44
4. RESULTADOS	45
4.1. Objetivo específico 1	45
4.2. Objetivo específico 2	51
4.2.1. Lago Ranco	51
4.2.2. Lago Puyehue	54
4.2.3. Lago Rupanco	58
4.2.4. Lago Llanquihue	61
4.2.5. Lago Chapo	37
4.2.6. Lago Popetán	39
4.2.7. Sistema lacustre Huillinco-Cucao	43
4.2.8. Lago Tarahuín	48
4.2.9. Lago Natri	53
4.2.10. Lago Tepuhueico	56
4.2.11. Lago San Antonio	60
4.2.12. Lago Yelcho	63
4.2.13. Lago Riesco	67
4.2.14. Lago Sofía	69
4.3. Objetivo específico 3	73
4.3.1. Lago Ranco	73
4.3.2. Lago Puyehue	73
4.3.3. Lago Rupanco	74
4.3.4. Lago Llanquihue	74
4.3.5. Lago Chapo	75
4.3.6. Lago Popetán	76



4.3.7. Sistema lacustre Huillinco- Cucao	76
4.3.8. Lago Tarahuín.....	77
4.3.9. Lago Natri.....	78
4.3.10. Lago Tepuhueico	78
4.3.11. Lago San Antonio	79
4.3.12. Lago Yelcho	80
4.3.13. Lago Riesco	80
4.3.14. lago Sofía.....	81
4.4. Objetivo específico 4	82
4.4.1. Lago Popetán	82
4.4.2. Sistema lacustre Huillinco-Cucao	86
4.4.4. Lago Tarahuín.....	91
4.4.5. Lago Natri.....	95
4.4.6. Lago Tepuhueico	98
4.4.7. Lago Sofía	102
4.5. Objetivo específico 5	107
4.5.1. Lago Ranco	107
4.5.2. Lago Puyehue	112
4.5.3. Lago Rupanco	118
4.5.4. Lago Llanquihue	124
4.5.5. Lago Chapo.....	133
4.5.6. Lago Riesco.....	139
4.5.7. Lago Yelcho	143
4.6. Objetivo específico 6	149
4.6.1. Mesa de trabajo	149
4.6.2. XIV Congreso de la Sociedad Chilena de Limnología	150
5. DISCUSIÓN.....	151
5.1. Lago Ranco	151
5.2. Lago Puyehue.....	152
5.3. Lago Rupanco.....	154
5.4. Lago Llanquihue	155
5.5. Lago Chapo.....	159
5.6. Lago Popetán	161
5.7. Sistema lacustre Huillinco - Cucao	163
5.8. Lago Tarahuín.....	164
5.9. Lago Natri.....	166
5.10. Lago Tepuhueico	167
5.11. Lago San Antonio	168
5.12. Lago Yelcho	169
5.13. Lago Riesco.....	171
5.14. Lago Sofía	173
6. CONCLUSIÓN	175
7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	178
ANEXO: TABLAS	189



ANEXO: FIGURAS	47
ANEXO: FOTOGRAFICO.....	37



ÍNDICE TABLAS

Tabla 1. Límites utilizados para la clasificación del estado trófico de lagos.....	35
Tabla 2. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Ranco.....	53
Tabla 3. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Puyehue.....	57
Tabla 4. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Rupanco.....	60
Tabla 5. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Llanquihue.....	65
Tabla 6. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Chapo.....	39
Tabla 7. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Popetán.....	42
Tabla 8. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el sistema lacustre Huillinco-Cucao.....	47
Tabla 9. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Tarahuín.....	52
Tabla 10. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Natri.....	56
Tabla 11. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Tepuhueico.....	59
Tabla 12. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago San Antonio.....	63
Tabla 13. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Yelcho.....	66
Tabla 14. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Riesco.....	69
Tabla 15. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Sofía.....	72
Tabla 16. Balance hidrológico del lago Popetán.....	83
Tabla 17. Aporte de Fósforo total (PT) según uso de suelo en la cuenca del lago Popetán.....	83



Tabla 18. Aportes directos de PT (ton/año) al lago Popetán.....	84
Tabla 19. Carga de PT (ton/año) según actividad o fuente.....	85
Tabla 20. Volumen de agua y concentración de PT por estrato en el lago Popetán.....	85
Tabla 21. Balance de PT calculado para el lago Popetán.....	85
Tabla 22. Usos de suelo (há) de la cuenca Huillinco-Cucao, incluyendo las cuencas de los lagos Tepuhueico y Tarahuín. (* incluye lagos Cucao, Tepuhueico y Tarahuín; ** incluye lagos Huillinco, Tepuhueico y Tarahuín)	88
Tabla 23. Estimación escorrentía cuenca lacustre Huillinco-Cucao (incluye lagos Tepuhueico y Tarahuín).	88
Tabla 24. Aporte de PT (ton/año) y contribución de PT (%) según uso de suelo de la cuenca Huillinco-Cucao (incluye lagos Tepuhueico y Tarahuín).	89
Tabla 25. Sumatoria de las cargas directas de PT cuenca lacustre Huillinco-Cucao.....	89
Tabla 26. Carga de PT (ton/año) según actividad o fuente.....	90
Tabla 27. Porcentaje de volumen de agua acumulado por estrato y el contenido de PT en sistema lacustre Huillinco-Cucao.	90
Tabla 28. Balance hidrológico del lago Tarahuín.	93
Tabla 29. Aporte de PT (ton/año) y contribución de PT (%) según uso de suelo de la cuenca del lago Tarahuín.	93
Tabla 30. Aportes directos de PT (ton/año) al lago Tarahuín.....	93
Tabla 31. Carga de PT (ton/año) según actividad o fuente.....	94
Tabla 32. Volumen de agua y concentración de PT por estrato en el lago Tarahuín.....	94
Tabla 33. Balance de PT calculado para el lago Tarahuín.....	95
Tabla 34. Balance hidrológico Lago Natri.	96
Tabla 35. Aporte de PT (ton/año) y su contribución de PT (%) según uso de suelo de la cuenca del lago Natri.	96
Tabla 36. Aportes directos de PT (ton/año) al lago Natri.	97
Tabla 37. Carga de PT (ton/año) según actividad o fuente.....	97
Tabla 38. Volumen de agua y concentración de PT por estrato en el lago Natri.	98
Tabla 39. Balance de PT calculado para el lago Natri.	98
Tabla 40. Balance hidrológico lago Tepuhueico.	100
Tabla 41. Aporte de PT (ton/año) y su contribución (%) según uso de suelo de la cuenca del lago Tepuhueico.	100



Tabla 42. Aportes directos de PT (ton/año) al lago Tepuhueico.	100
Tabla 43. Carga de PT (ton/año) según actividad o fuente.....	101
Tabla 44. Volumen de agua y concentración de PT por estrato en el lago Tepuhueico.	101
Tabla 45. Balance de PT calculado para el lago Tepuhueico.	102
Tabla 46. Balance hidrológico lago Sofía.....	104
Tabla 47. Aporte de PT (ton/año) según uso de suelo de la cuenca del lago Sofía.....	104
Tabla 48. Aportes directos de PT (ton/año) al lago Sofía.....	104
Tabla 49. Carga de PT (ton/año) según actividad o fuente.....	105
Tabla 50. Volumen de agua y concentración de PT por estrato en el lago Sofía.....	105
Tabla 51. Balance de PT (ton/año) calculado para el lago Sofía.	106
Tabla 52. Aporte de PT (ton/año) y contribución (%) según uso de suelo de la cuenca del lago Ranco.	108
Tabla 53. Aportes directos de PT (ton/año) al lago Ranco.....	109
Tabla 54. Contenido de PT en la columna de agua del lago Ranco.	111
Tabla 55. Balance de PT calculado para el lago Ranco.	112
Tabla 56. Carga crítica y carga actual de PT en lago Ranco.	112
Tabla 57. Aporte de PT (ton/año) y contribución (%) según uso de suelo y cobertura vegetal en la cuenca del lago Puyehue.....	114
Tabla 58. Aportes directos de PT (ton/año) al lago Puyehue.....	114
Tabla 59. Contenido de PT en la columna de agua del lago Puyehue.	117
Tabla 60. Balance de PT calculado para el lago Puyehue.....	117
Tabla 61. Carga crítica y carga actual del PT en lago Puyehue.	118
Tabla 62. Aporte de PT (ton/año) y contribución (%) según uso de suelo en la cuenca del lago Rupanco.	120
Tabla 63. Aportes directos de PT (ton/año) al lago Rupanco.....	120
Tabla 64. Contenido de PT en la columna de agua del lago Rupanco.	123
Tabla 65. Balance de PT calculado para el lago Rupanco.....	123
Tabla 66. Carga crítica y carga actual del PT (ton/año) en lago Rupanco.	124
Tabla 67. Balance hidrológico y tiempo renovación teórico calculado para el lago Llanquihue, durante los años 1997, 2014, 2015, 2016 y 2017.	129



Tabla 68. PT en la columna de agua ($\mu\text{g/L}$), tiempo de renovación (años), carga actual y crítica (ton/año) calculada para los años 2013, 2014, 2015, 2016, y 2017.....	131
Tabla 69. Aporte de PT (ton/año) y contribución (%) según uso de suelo en la cuenca del lago Chapo.	135
Tabla 70. Aportes directos de PT (ton/año) al lago Chapo.	136
Tabla 71. Contenido de PT en la columna de agua en el lago Chapo.	138
Tabla 72. Balance de PT calculado para el lago Chapo.	138
Tabla 73. Carga crítica y carga actual de PT (ton/año) en el lago Chapo.....	138
Tabla 74. Aporte de PT (ton/año) y su contribución (%) según uso de suelo y cobertura vegetal de la cuenca lago Riesco.....	140
Tabla 75. Aportes directos de PT (ton/año) al lago Riesco.	140
Tabla 76. Contenido de PT en la columna de agua del lago Riesco.....	141
Tabla 77. Balance de PT (ton/año) calculado para el lago Riesco.....	142
Tabla 78. Carga crítica y carga actual de PT en la Riesco.	142
Tabla 79. Aporte de PT (ton/año) y su contribución (%) según uso de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Yelcho.	145
Tabla 80. Aportes directos de PT (ton/año) al lago Yelcho.	146
Tabla 81. Contenido de PT en la columna de agua del lago Yelcho.....	147
Tabla 82. Balance de PT calculado para el lago Yelcho.....	148
Tabla 83. Carga crítica y carga actual (ton/año) del lago Yelcho.....	148



ÍNDICE FIGURAS

Figura 1. Estaciones de muestreo en los lagos Araucanos en estudio (a= lago Ranco, b= lago Puyehue, c= lago Rupanco, d= lago Chapo, e= lago Llanquihue).	30
Figura 2. Estaciones de muestreo en los lagos Chilotos en estudio (a= lago Popetán, b= lago Huillinco, c= lago Cucao, d= lago Tarahuín, e= lago Natri, f= lago Tepuhueico, g= lago San Antonio).	31
Figura 3. Estaciones de muestreo en los lagos Patagónicos en estudio (a= lago Yelcho, b= lago Riesco, c= lago Sofia).	32
Figura 4. Modelo conceptual nutriente color (Williamson <i>et al.</i> 1999, Webster <i>et al.</i> 2008).	36
Figura 5. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en la columna de agua de las estaciones E3, 100972 (E1), 101955 (E2), C1 y C2 del lago Ranco en primavera del 2017.	51
Figura 6. Perfiles de N-NH ₄ , N-NO ₂ , N-NO ₃ y NT en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Ranco en primavera del 2017.	52
Figura 7. Estructura de la comunidad fitoplanctónica por grupo (phylum) y riqueza de taxa en las estaciones de muestreo del lago Ranco.	52
Figura 8. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila a en el Lago Ranco.	53
Figura 9. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones E3 y 101955 (E2) del lago Ranco.	54
Figura 10. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en la columna de agua de las estaciones E3, 100578 (E2), 100205 (E1), C1 y C2 del lago Puyehue en invierno del 2017.	55
Figura 11. Perfiles de N-NH ₄ , N-NO ₂ , N-NO ₃ y NT en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Puyehue en invierno del 2017.	55
Figura 12. Estructura de la comunidad fitoplanctónica por grupo (phylum) y riqueza de taxa en las estaciones de muestreo del lago Puyehue.	56
Figura 13. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila a en el Lago Puyehue.	56
Figura 14. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones 100578 (E2) y 100205 (E1) del lago Puyehue.	57
Figura 15. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Rupanco en invierno del 2017.	58
Figura 16. Perfiles de N-NH ₄ , N-NO ₂ , N-NO ₃ y NT en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Rupanco en invierno del 2017.	58



Figura 17. Perfiles de P-PO ₄ y PT en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Rupanco en invierno del 2017.	59
Figura 18. Estructura de la comunidad fitoplanctónica por grupo (phylum) y riqueza de taxa en las estaciones de muestreo del lago Rupanco.	59
Figura 19. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila a en el Lago Rupanco.	60
Figura 20. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones 100389 y 101862 del lago Rupanco.	61
Figura 21. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Llanquihue en invierno del 2017.	62
Figura 22. Perfiles de N-NH ₄ , N-NO ₂ , N-NO ₃ y NT en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Llanquihue en invierno del 2017.	62
Figura 23. Estructura de la comunidad fitoplanctónica por grupo (phylum) y riqueza de taxa por estación de muestreo en el lago Llanquihue.	63
Figura 24. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila a en el Lago Llanquihue.	64
Figura 25. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones 100100 y 100070 del lago Llanquihue.	37
Figura 26. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en la columna de agua de las estaciones 100394, 101291, 101332, 101278, 101051, 100678, C1 y C2 del lago Chapo en otoño del 2017.	37
Figura 27. Perfiles de N-NH ₄ , N-NO ₂ , N-NO ₃ y NT en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Chapo en otoño del 2017.	38
Figura 28. Estructura de la comunidad fitoplanctónica por grupo (phylum) y riqueza de taxa en las estaciones de muestreo del lago Chapo.	38
Figura 29. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila a en el Lago Chapo.	39
Figura 30. Perfiles de a) temperatura (°C) y b) oxígeno (mg/L) en el lago Popetán en invierno del 2017.	40
Figura 31. Perfiles de a) N-NH ₄ , N-NO ₂ , N-NO ₃ , NT, b) P-PO ₄ y PT en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Popetán en invierno del 2017.	40
Figura 32. Concentraciones de DOC (mg/L) e intensidad de fluorescencia (F _{max} , R.U.) en las estaciones en estudio del lago Popetán en invierno 2017.	41
Figura 33. Estructura de la comunidad fitoplanctónica por grupo (phylum) y riqueza de taxa en las estaciones de muestreo del lago Popetán.	41
Figura 34. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila a en el Lago Popetán.	42



Figura 35. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones E1 y E2 del lago Popetán.	43
Figura 36. Perfil vertical del sistema lacustre Huillinco-Cucao.....	43
Figura 37. Perfiles de a) temperatura (°C), b) oxígeno (mg/L) y c) conductividad (µS/cm) en el sistema de lagos Huillinco-Cucao en invierno del 2017.	44
Figura 38. Perfiles de N-NH ₄ , N-NO ₂ , N-NO ₃ y NT en la columna de agua de las estaciones en estudio en el sistema de lagos Huillinco-Cucao en invierno del 2017. Gráficos con fondo azul achurado corresponden a estaciones localizadas en el lago Cucao.	45
Figura 39. Perfiles de P-PO ₄ y PT en la columna de agua de las estaciones en estudio en el sistema de lagos Huillinco-Cucao en invierno del 2017. Gráficos con fondo azul achurado corresponden a estaciones localizadas en el lago Cucao.....	45
Figura 40. Concentraciones de DOC (mg/L) e intensidad de fluorescencia (F _{max} , R.U.) en las estaciones en estudio en el sistema de lagos Huillinco-Cucao en invierno 2017. Gráficos con fondo azul achurado corresponden a estaciones localizadas en el lago Cucao.	46
Figura 41. Estructura de la comunidad fitoplanctónica por grupo (phylum) y riqueza de taxa en las estaciones de muestreo en el sistema lacustre Huillinco Cucao.....	46
Figura 42. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila a en el Lagos Cucao y Huillinco.	47
Figura 43. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones E3, 100618 (E1), 100617 y 100520 en el sistema de lagos Huillinco-Cucao. En círculo las estaciones localizadas en el lago Cucao y en triángulo estaciones ubicadas en el lago Huillinco.....	48
Figura 44. Perfiles de a) temperatura (°C) y b) oxígeno (mg/L) en el lago Tarahuín en invierno del 2017.....	49
Figura 45. Perfiles de a) N-NH ₄ , N-NO ₂ , N-NO ₃ , NT, b) P-PO ₄ y PT en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Tarahuín en invierno del 2017.	50
Figura 46. Concentraciones de DOC (mg/L) e intensidad de fluorescencia (F _{max} , R.U.) en las estaciones en estudio del lago Tarahuín en invierno 2017.	51
Figura 47. Estructura de la comunidad fitoplanctónica por grupo (phylum) y riqueza de taxa en las estaciones de muestreo del lago Tarahuín.	51
Figura 48. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila a en el lago Tarahuín.	52
Figura 49. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones 100436 y 100521 del lago Tarahuín.	53
Figura 50. Perfiles de a) temperatura (°C) y b) oxígeno (mg/L) en el lago Natri en invierno del 2017.....	53
Figura 51. Perfiles de a) N-NH ₄ , N-NO ₂ , N-NO ₃ , NT, b) P-PO ₄ y PT en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Natri en invierno del 2017.	54



Figura 52. Concentraciones de DOC (mg/L) e intensidad de fluorescencia ($F_{\max}$, R.U.) en las estaciones en estudio del lago Natri en invierno 2017.....	54
Figura 53. Estructura de la comunidad fitoplanctónica por grupo (phylum) y riqueza de taxa en las estaciones de muestreo del lago Natri.....	55
Figura 54. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila a en el lago Natri.....	55
Figura 55. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones 100437 y 100427 del lago Natri.	56
Figura 56. Perfiles de a) temperatura ($^{\circ}\text{C}$) y b) oxígeno (mg/L) en el lago Tepuhueico en invierno del 2017.....	57
Figura 57. Perfiles de a) N-NH_4 , N-NO_2 , N-NO_3 , NT, b) P-PO_4 y PT en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Tepuhueico en invierno del 2017.	57
Figura 58. Concentraciones de DOC (mg/L) e intensidad de fluorescencia ($F_{\max}$, R.U.) en las estaciones en estudio del lago Tepuhueico en invierno 2017.....	58
Figura 59. Estructura de la comunidad fitoplanctónica por grupo (phylum) y riqueza de taxa en las estaciones de muestreo del lago Tepuhueico.....	58
Figura 60. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila a en el lago Tepuhueico.....	59
Figura 61. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones E1 y E2 del lago Tepuhueico.	60
Figura 62. Perfiles de a) temperatura ($^{\circ}\text{C}$) y b) oxígeno (mg/L) en el lago San Antonio en invierno 2017.....	60
Figura 63. Perfiles de a) N-NH_4 , N-NO_2 , N-NO_3 , NT, b) P-PO_4 y PT en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago San Antonio en invierno del 2017.	61
Figura 64. Concentraciones de DOC (mg/L) e intensidad de fluorescencia ($F_{\max}$, R.U.) en las estaciones en estudio del lago San Antonio en invierno 2017.....	61
Figura 65. Estructura de la comunidad fitoplanctónica por grupo (phylum) y riqueza de taxa en las estaciones de muestreo del lago San Antonio.	62
Figura 66. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila a en el lago San Antonio.....	62
Figura 67. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones E1y E2 del lago San Antonio.	63
Figura 68. Perfiles de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) y oxígeno (mg/L) en la columna de agua de las estaciones 101521, 101522, C3, C2 y C1 del lago Yelcho en primavera.	64
Figura 69. Perfiles de N-NH_4 , N-NO_2 , N-NO_3 y NT en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Yelcho en primavera del 2017.	64



Figura 70. Perfiles de P-PO ₄ y PT en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Yelcho en primavera del 2017.	65
Figura 71. Estructura de la comunidad fitoplanctónica por grupo (phylum) y riqueza de taxa en las estaciones de muestreo del lago Yelcho.....	65
Figura 72. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila a en el lago Yelcho.....	66
Figura 73. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones 101521 y 101522 del lago Yelcho.....	67
Figura 74. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en la columna de agua de las estaciones 110038, 110037, 110048 y C1 del lago Riesco en primavera.....	67
Figura 75. Perfiles de N-NH ₄ , N-NO ₂ , N-NO ₃ y NT en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Riesco en primavera del 2017.	68
Figura 76. Estructura de la comunidad fitoplanctónica por grupo (phylum) y riqueza de taxa en las estaciones de muestreo del lago Riesco.....	68
Figura 77. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila a en el lago Riesco.....	69
Figura 78. Perfiles de a) temperatura (°C) y b) oxígeno (mg/L) en el lago Sofía en primavera 2017.	70
Figura 79. Perfiles de a) N-NH ₄ , N-NO ₂ , N-NO ₃ , NT, b) P-PO ₄ y PT en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Sofía en primavera del 2017.	70
Figura 80. Estructura de la comunidad fitoplanctónica por grupo (phylum) y riqueza de taxa en las estaciones de muestreo del lago Sofía.	71
Figura 81. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila a en el lago Sofía.	71
Figura 82. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones E1 y E2 del lago Sofía.	72
Figura 83. Valores de a) transparencia (m) y concentraciones promedio de b) nitrógeno total (µg/L), c) fósforo total (µg/L) y d) clorofila (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Ranco. Los colores en las gráficas indican el estado trófico (rojo= eutrófico, naranja= mesotrófico, celeste= oligotrófico, verde= ultraoligotrófico).....	73
Figura 84. Valores de a) transparencia (m) y concentraciones promedio de b) nitrógeno total (µg/L), c) fósforo total (µg/L) y d) clorofila (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Puyehue. Los colores en las gráficas indican el estado trófico (rojo= eutrófico, naranja= mesotrófico, celeste= oligotrófico, verde= ultraoligotrófico).....	74
Figura 85. Valores de a) transparencia (m) y concentraciones promedio de b) nitrógeno total (µg/L), c) fósforo total (µg/L) y d) clorofila (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Rupanco. Los colores en las gráficas indican el estado trófico (rojo= eutrófico, naranja= mesotrófico, celeste= oligotrófico, verde= ultraoligotrófico).....	74



- Figura 86. Valores de 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 las estaciones en estudio del lago Llanquihue. Los colores en las gráficas indican el estado trófico (rojo= eutrófico, naranja= mesotrófico, celeste= oligotrófico, verde= ultraoligotrófico). 75
- Figura 87. Valores de 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 las estaciones en estudio del lago Chapo. Los colores en las gráficas indican el estado trófico (rojo= eutrófico, naranja= mesotrófico, celeste= oligotrófico, verde= ultraoligotrófico). 75
- Figura 88. Modelo conceptual nutriente color para el lago Popetán. Relación entre fósforo total ($\mu\text{g/L}$) y color (mg Pt/L). Las líneas verticales punteadas muestran los rangos tróficos clásicos para el fósforo total (ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico). La línea horizontal continua indica el límite de color (bajo, elevado). 76
- Figura 89. Modelo conceptual nutriente color para el complejo Huillínco-Cucao. Relación entre fósforo total (Log ($\mu\text{g/L}$)) y color (mg Pt/L). Las líneas verticales punteadas muestran los rangos tróficos clásicos para el fósforo total (ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico). La línea horizontal continua indica el límite de color (bajo, elevado). 77
- Figura 90. Modelo conceptual nutriente color para el lago Tarahuín. Relación entre fósforo total ($\mu\text{g/L}$) y color (mg Pt/L). Las líneas verticales punteadas muestran los rangos tróficos clásicos para el fósforo total (ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico). La línea horizontal continua indica el límite de color (bajo, elevado). 77
- Figura 91. Modelo conceptual nutriente color para el lago Natri. Relación entre fósforo total ($\mu\text{g/L}$) y color (mg Pt/L). Las líneas verticales punteadas muestran los rangos tróficos clásicos para el fósforo total (ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico). La línea horizontal continua indica el límite de color (bajo, elevado). 78
- Figura 92. Modelo conceptual nutriente color para el lago Tepuhueico. Relación entre fósforo total ($\mu\text{g/L}$) y color (mg Pt/L). Las líneas verticales punteadas muestran los rangos tróficos clásicos para el fósforo total (ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico). La línea horizontal continua indica el límite de color (bajo, elevado). 79
- Figura 93. Modelo conceptual nutriente color para el lago San Antonio. Relación entre fósforo total ($\mu\text{g/L}$) y color (mg Pt/L). Las líneas verticales punteadas muestran los rangos tróficos clásicos para el fósforo total (ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico). La línea horizontal continua indica el límite de color (bajo, elevado). 79
- Figura 94. Valores de 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 las estaciones en estudio del lago Yelcho. Los colores en las gráficas indican el estado trófico (rojo= eutrófico, naranja= mesotrófico, celeste= oligotrófico, verde= ultraoligotrófico). 80
- Figura 95. Valores de 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 las estaciones en estudio del lago Riesco.



Los colores en las gráficas indican el estado trófico (rojo= eutrófico, naranja= mesotrófico, celeste= oligotrófico, verde= ultraoligotrófico).....	80
Figura 96. Valores de 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 las estaciones en estudio del lago Sofía. Los colores en las gráficas indican el estado trófico (rojo= eutrófico, naranja= mesotrófico, celeste= oligotrófico, verde= ultraoligotrófico).....	81
Figura 97. Mapa uso de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Popetán.	82
Figura 98. Uso de suelo y cobertura vegetal cuenca lacustre Popetán.	83
Figura 99. Producción histórica de peces (ton/año) y su aporte de PT (ton/año) en lago Popetán.....	84
Figura 100. Mapa de uso de suelo y cobertura vegetal de la cuenca lacustre Huillinco-Cucao.....	86
Figura 101. Uso de suelo y cobertura vegetal cuenca lacustre Huillinco-Cucao.....	87
Figura 102. Porcentaje de contribución de cuencas lacustres al sistema lacustre Huillinco-Cucao. ...	87
Figura 103. Uso de suelo y cobertura vegetal (%) en cuenca lacustres Huillinco-Cucao.	88
Figura 104. Aporte de PT desde centros de cultivo (ton/año).	90
Figura 105. Mapa de uso de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Tarahuín.	92
Figura 106. Uso de suelo (%) de la cuenca del lago Tarahuín.	92
Figura 107. Producción histórica de peces y su aporte de PT (ton/año) en el lago Tarahuín.	94
Figura 108. Mapa de uso de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Natri.	95
Figura 109. Uso de suelo y cobertura vegetal (%) de la cuenca del lago Natri.	96
Figura 110. Producción histórica de peces y su aporte de PT (ton/año) en el lago Natri.	97
Figura 111. Mapa de uso de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Tepuhueico.	99
Figura 112. Uso de suelo y cobertura vegetal (%) de la cuenca del lago Tepuhueico.	99
Figura 113. Producción histórica de peces y su aporte de PT (ton/año) en el lago Tepuhueico.....	101
Figura 114. Mapa de uso de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Sofía.	103
Figura 115. Uso de suelo (%) en la cuenca del lago Sofía.	103
Figura 116. Producción histórica de peces y su aporte de PT (ton/año) en el lago Sofía.	105
Figura 117. Mapa de uso de suelo y cobertura vegetal del lago Ranco.	107
Figura 118. Uso de suelo (%) en la cuenca del lago Ranco.	108
Figura 119. Producción histórica de peces (ton/año) y su aporte de PT (ton/año) en lago Ranco. ...	109
Figura 120. Carga de PT (ton/año) según actividad o fuente emisora.	110



Figura 121. Identificación de principales actividades aportantes de PT en los años de estudio 2015, 2016, y 2017.	111
Figura 122. Capacidad de carga de PT en el lago Ranco.....	112
Figura 123. Mapa de uso de suelo y cobertura vegetal del lago Puyehue.....	113
Figura 124. Uso de suelo (%) en la cuenca del lago Puyehue.....	113
Figura 125. Producción histórica de peces y su aporte de PT (ton/año) en lago Puyehue.	115
Figura 126. Carga de PT (ton/año) y porcentaje contribución.....	116
Figura 127. Identificación de principales actividades aportantes de PT en los años de estudio (2015, 2016 y 2017).....	117
Figura 128. Capacidad de carga de PT en el lago Puyehue.....	118
Figura 129. Mapa de uso de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Rupanco.	119
Figura 130. Uso de suelo (%) en la cuenca del lago Rupanco.	119
Figura 131. Producción histórica de peces (ton/año) y su aporte de PT (ton/año) en lago Rupanco.	121
Figura 132. Carga de PT (ton/año) y porcentaje contribución.....	122
Figura 133. Identificación de principales actividades aportantes de PT en los años de estudio 2015, 2016 y 2017.	123
Figura 134. Capacidad de carga de PT en el lago Rupanco entre los años 2014-2017.	124
Figura 135. Mapas de uso de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Llanquihue. A) Mapa uso de suelo y coberturas año 1997, B) Mapa uso de suelo y coberturas año 2013.....	125
Figura 136. Usos de suelo y coberturas vegetales (%) en la cuenca del lago Llanquihue en los años 1997 y 2013.	125
Figura 137. Incremento y disminución uso de suelo y coberturas vegetales entre el periodo 1997-2013.....	126
Figura 138. Análisis de escorrentía por subcuenca del lago Llanquihue para los años 1997 y 2017.	127
Figura 139. Análisis de escorrentía por m ² para los años 1997 y 2017.	127
Figura 140. Usos de suelo y cobertura vegetal (%) de las subcuencas con mayor escorrentía de la cuenca del lago Llanquihue.	128
Figura 141. Precipitación histórica (mm) durante los años de estudio en estación meteorológica ubicada en la cuenca del lago Llanquihue.	128
Figura 142. Identificación de principales fuentes de descarga de PT para los años en estudio (2014, 2015, 2016 y 2017).....	129
Figura 143. Producción histórica de peces (ton/año) y su aporte de PT (ton/año) al lago Llanquihue.....	130



Figura 144. Aportes de PT (%) según uso de suelo y coberturas vegetales de la cuenca del lago Llanquihue en los años de estudio.....	130
Figura 145. Capacidad de carga de PT del lago Llanquihue calculado para los años 2013, 2014, 2015, 2016 y 2017.	131
Figura 146. Aporte de PT (ton/año) de los usos de suelo y coberturas vegetales de acuerdo a las comunas de la cuenca del lago Llanquihue.	132
Figura 147. Primeros indicios de eutroficación en la bahía de Puerto Varas.	132
Figura 148. División comunal de las 4 comunas (Frutillar, Llanquihue, Puerto Octay, y Puerto Varas) que componen la cuenca lacustre del lago Llanquihue.....	133
Figura 149. Mapa de uso de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Chapo.	134
Figura 150. Uso de suelo (%) en la cuenca del lago Chapo.	134
Figura 151. Caudal del efluente artificial del lago Chapo y la precipitación durante el año 2017.....	135
Figura 152. Producción histórica de peces (ton/año) y su aporte de PT (ton/año) en lago Chapo. ...	136
Figura 153. Carga de PT (ton/año) según actividad o fuente emisora.	137
Figura 154. Identificación de principales actividades aportantes de PT para los años 2015, 2016 y 2017.....	137
Figura 155. Capacidad de carga de PT en el lago Chapo entre los años 2015-2017.....	139
Figura 156. Mapa de uso de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Riesco.....	139
Figura 157. Uso de suelo y cobertura vegetal (%) en la cuenca del lago Riesco.	140
Figura 158. Producción histórica de peces y su aporte de PT (ton/año) en el lago Riesco.	141
Figura 159. Carga de PT (ton/año) y porcentaje de contribución.....	141
Figura 160. Capacidad de carga de PT en el lago Riesco.....	143
Figura 161. Mapa de uso de suelo de la cuenca del lago Yelcho.	144
Figura 162. Uso de suelo (%) de la cuenca del lago Yelcho.....	145
Figura 163. Producción histórica de peces y su aporte de PT (ton/año) en el lago Yelcho.	146
Figura 164. Carga de PT (ton/año) y porcentaje de contribución.....	147
Figura 165. Capacidad de carga de PT en el lago Yelcho.....	148
Figura 166. Fotografía de Playa donde descarga el aliviadero de tormentas de la ciudad de Puerto Varas (25 de febrero de 2017).	149
Figura 167. Fotografía de <i>Vaucheria spp</i> bajo microscopio (20X). Alga detectada formando manchones en la orilla de playa cercano a aliviadero de tormenta Santa Rosa, en la ciudad de Puerto Varas.	150





RESUMEN EJECUTIVO POR LAGO

El estudio “Evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados en actividades de acuicultura, en la zona sur austral de Chile, V Etapa”, se lleva a cabo entre la región de Los Ríos, pasando por la región de los Lagos, Aysén y Carlos Ibáñez del Campo, para llegar hasta la región de Magallanes y La Antártica chilena. Comprende la evaluación ambiental de los lagos Araucanos: Ranco, Puyehue, Rupanco, Llanquihue, y Chapo; Lagos Chilotos: Natri, Tarahuín, Huillinco, Cucao, Tepuhueico, Popetán, y San Antonio; Lagos Patagónicos: Yelcho y Riesco; y Magallánicos: Sofía. Las agrupaciones lacustres presentan ambientes particulares, con diferentes características y estresores de la calidad ambiental del sistema. A continuación, el resumen ejecutivo por lago:

Lago Ranco: Tiene una superficie de 42.964 ha y una cuenca hidrográfica 7,16 veces mayor que la superficie del lago, correspondiente a 307.919 ha. Su profundidad máxima y media es de 199 y 122,1 m, respectivamente. Según lo reportado en literatura y a lo obtenido en esta etapa de proyecto el tiempo de renovación varía entre 4 y 6 años. Este lago posee 2 concesiones acuícolas, las que no se encuentran operativas al 2017. Por lo cual la actividad acuícola en torno a este lago actualmente es la piscicultura la cual no se emplaza directamente en el cuerpo de agua, sino en la cuenca lacustre. Se identificó al uso de suelo (suelo desnudo) como la principal fuente emisora de fósforo total, seguido de las pisciculturas. Los parámetros de trofia, indicaron que el lago se ha mantenido mayormente oligotrófico para nutrientes y clorofila *a*, en cambio la transparencia ha fluctuado entre la oligotrofia y la mesotrofia. De acuerdo a la capacidad de carga de este lago, existiría teóricamente un margen disponible para recibir fósforo total sin cambiar el estado actual de trofia del cuerpo, lo cual probablemente se deba a la mediana-alta tasa de recambio. Sin embargo, durante la IV etapa del actual proyecto (año 2016), la carga actual calculada fue muy cercana a su capacidad crítica, detectándose mayores valores de fósforo total en la columna de agua en ciertos sectores del lago. Se destaca la presencia de cianobacterias potencialmente tóxicas la presencia, frecuencia y abundancia de cianobacterias indica que estas microalgas podrían proliferar en este lago especialmente en el periodo cálido, generalmente al final del verano. Por las características anteriormente expuestas, el lago Ranco es susceptible a la mesotrofia y se encontraría en un proceso de acumulación de nutrientes.

Lago Puyehue: Tiene una superficie de 15.879,8 ha. y una cuenca hidrográfica 7,18 veces mayor que el lago, con 114.150 ha. de superficie. Su profundidad máxima y media es de 123 y 76 m, respectivamente. Su tiempo de renovación, según lo reportado en literatura y a lo obtenido en esta etapa del proyecto, oscila entre 3,4 y 7 años. El lago Puyehue tiene 2 concesiones acuícolas de las cuales 1 se encuentra operativa. Presenta una cuenca lacustre de gran tamaño (~7 veces más grande que el área del lago) por lo cual ésta, tiene una enorme incidencia sobre la calidad del cuerpo de agua, lo que lo hace susceptible a un aumento de trofia e ingreso de xenobióticos ante eventuales modificaciones al uso de suelo y cobertura vegetal, como también al cambio climático. El otro aporte importante de fósforo al lago es la actividad de acuicultura, tanto de balsas jaulas como



de las pisciculturas. Los parámetros de trofia indican que este lago se encuentra mayormente en estado de oligotrofia, salvo la transparencia que fluctuó entre la oligotrofia y eutrofia. El ensamble fitoplanctónico estaría indicando una buena provisión de nutrientes, buenas condiciones de mezcla y aguas ricas en materia orgánica.

Lago Rupanco: Tiene una superficie de 23.481 ha. y una cuenca hidrográfica 3,2 veces mayor, correspondiente a 75.146 ha. Su profundidad máxima y media es 273 y 162 m, respectivamente. Este lago presenta 7 concesiones acuícolas, de las cuales 7 estaban operativas en el transcurso del 2017. Los parámetros de trofia para este lago indicaron en general una calidad oligotrófica, más, en dos periodos, se ha observado una concentración de PT tendiente a la mesotrofia. Aquello se visualiza en la capacidad de carga de PT, propensa a acercarse a la capacidad crítica, previo a un cambio de trofia. Este lago cuenta con un tiempo teórico de renovación de entre 9,5-12 años, tiempo que tiene estrecha relación con el volumen de su cuerpo de agua y de las entradas de agua. Según la producción histórica de salmónidos en balsas jaulas, el lago Rupanco históricamente ha sido el segundo cuerpo de agua con mayor producción salmónidos, luego del lago Llanquihue. Sin embargo, a partir del año 2016, el lago Rupanco ha sido el lago a nivel nacional con mayor producción. Durante todos los años de estudio de este proyecto, se ha identificado a la actividad de acuicultura, específicamente las balsas jaulas, como la principal fuente emisora de fósforo al lago.

Lago Llanquihue: Tiene una superficie de 86.953 ha y una cuenca hidrográfica con 76.188 ha de superficie. Su profundidad máxima y media es 317 y 182 m, respectivamente. Según literatura y lo calculado en las etapas anteriores y la actual de este proyecto, su tiempo de renovación varía entre 49 a 85 años. El lago Llanquihue posee 12 de concesiones acuícolas de las cuales 5 estuvieron operativas. De acuerdo a las concentraciones de fósforo en la columna de agua, este lago se encuentra en condiciones oligotróficas, es en las bahías en general, en donde primeramente comienzan y se registran los primeros indicios de eutrofización. Este lago aun cuando presenta baja concentración de nutrientes en la columna de agua, se encuentra en fase de acumulación. El lago presenta un elevado riesgo de floraciones algales nocivas, ya se han reportado floraciones de cianobacterias en columna de agua y episamnicas en las bahías, por el intensivo uso por parte de las actividades antrópicas, se considera urgente reglamentar la evaluación y manejo de cianotoxinas en este cuerpo de agua.

Lago Chapo: El lago/embalse Chapo tiene una superficie de 4.614 ha y una cuenca hidrográfica 5.94 veces mayor, correspondiente a 27.443 ha. Su profundidad máxima y media corresponde a 298 y 151 m, respectivamente. Su tiempo de renovación es de entre 3,4 y 15 años. El lago Chapo posee 6 concesiones acuícolas. Las concentraciones de nutrientes se reportan mayoritariamente oligotróficas. De todos los lagos en estudio, fue el que presentó la mayor cobertura vegetal “bosque nativo” ya que es la que predomina ampliamente la cuenca del lago Chapo. No presenta operación de acuicultura en balsas jaula desde 2015.

Lago Popetán: De un tamaño muy reducido, tiene una superficie de 166 ha solo y una cuenca hidrográfica 12,8 veces mayor al lago, correspondiente a 2.125 ha. Su profundidad máxima y media



es solamente 17,4 y 8,1 m, respectivamente. De acuerdo al balance hidrológico para el año 2017, el tiempo de renovación teórica calculado para el volumen de agua del lago Popetán ($0,0227 \text{ km}^3$) fue de 0,28 años. Este lago posee una concesión acuícola, que no se encuentra activa desde el año 2010. La cuenca del lago Popetán es la que posee mayor intervención antrópica de los lagos Chilotos en estudio, ya que las praderas representan la principal cobertura de la cuenca, por tanto, las mayores contribuciones de fósforo están asociadas a este uso de suelo. La columna de agua se encontró completamente homogénea, característica típica de sistemas lacustres monomícticos templados en época de invierno. El estado trófico del lago Popetán está asociado a una condición distrófica, las concentraciones de fósforo total reflejaron una baja producción autóctona del lago. Mientras que los elevados valores de color en todas las profundidades y estaciones, indicaron que el carbono del lago Popetán tendría un origen mayoritariamente alóctono, compuesto ácidos húmicos y fúlvicos de difícil degradación y coloreado.

Sistema lacustre Huillinco - Cucao:

Este sistema lacustre posee conexión con el mar a través del río Cucao, el ingreso de agua de mayor densidad dificulta la mezcla y circulación, generando una columna de agua estratificada, principalmente en el sector Huillinco debido a su morfología. A través de las diferentes etapas de este proyecto hemos evidenciado que el estrato inferior conserva características similares en diferentes épocas del año, siendo el estrato superior el que cambia a través de las estaciones del año. Influyendo claramente en el funcionamiento del sistema lacustre Huillinco-Cucao. Aunque el muestreo fue realizado en época de invierno la columna de agua se encontró estratificada, reflejándose en todas las variables fisicoquímicas. A través de las diferentes etapas de este proyecto hemos evidenciado que el estrato inferior conserva características similares en diferentes épocas del año, siendo el estrato superior el que cambia a través de las estaciones del año. Este comportamiento estaría condicionado por la escasa mezcla y circulación de este sistema. Generado además que se produzca una concentración de nutrientes y DOC en el estrato inferior. El modelo conceptual nutriente color refleja un estado mixotrófico, el que implica que el sistema lacustre Huillinco-Cucao posee importantes concentraciones de carbono de origen autóctono como alóctono, manteniendo el estado trófico registrado en etapas previas de este proyecto.

Lago Tarahuín: Con una superficie de 792 ha y una cuenca 3.953 ha hidrográfica 5 veces mayor. Su profundidad máxima y media es de tan solo 33 y 22,2 m, respectivamente. Su tiempo de renovación es de 2,7 a 4,6 años. El lago Tarahuín tiene 2 concesiones, las que no están en funcionamiento desde el año 2013. En relación al estado trófico, el modelo teórico nutriente color indicaría una condición mixotrófica para el lago Tarahuín. Reflejando la importancia de contribuciones alóctonas como autóctonas. Por una parte, el eje del color representa las contribuciones alóctonas, encontrándose todos los valores sobre el límite establecido para color elevado. Mientras que el eje de fósforo total representa la producción autóctona, en el lago Tarahuín las concentraciones de fósforo fueron muy elevadas, encontrándose dentro del rango eutrófico.



Lago Natri: Es un lago pequeño, con 784,5 ha de superficie y está emplazado en una cuenca hidrográfica 9,7 veces mayor, con 73604 ha de superficie. Su profundidad máxima y media es 58 y 35 m, respectivamente. El tiempo de renovación del lago Natri es de 3,5 a 4,4 años. Una concesión operativa. Con respecto al estado trófico, en estudios previos se observó una condición variable para la trofia oscilando desde un estado oligotrófico a eutrófico o a distrófico para el fósforo o color, respectivamente. Sin embargo, en la actual etapa todas las mediciones realizadas se encontraron dentro de una condición mixotrófica, evidenciando la importancia de procesos heterotróficos como autotróficos en el lago Natri.

Lago Tepuhueico: Tiene una superficie de 1.432 ha y una cuenca hidrográfica 11,1 veces mayor que la superficie del lago, con 15.900 ha. Su profundidad máxima y media es de tan solo 25 y 9 m, respectivamente. El tiempo de renovación calculado para el lago Tepuhueico es de 0,2 a 1 año aproximadamente. Este lago tiene una concesión acuícola, la que no se encuentra en funcionamiento desde el año 2009. La trofia en el lago Tepuhueico indicó un estado de transición entre distrófico y mixotrófico, sin embargo, en la etapa previa todos los valores registrados se encontraron dentro de la mixotrofia, con valores mucho más elevados de color, lo que podría relacionarse a las bajas precipitaciones de aquel período, propiciando la concentración.

Lago San Antonio: tiene una superficie de 315 ha y presenta una cuenca de drenaje de 2.407 ha, siendo 8,2 veces mayor que la superficie del lago. El desarrollo de su línea de costa es reducido. Su profundidad máxima y media es de 10,9 y 5,4 m respectivamente. El tiempo de renovación del lago San Antonio es de 0,447 años, siendo la capacidad de renovación anual del agua 2,2 veces el volumen total del lago. En este lago se identificó una concesión de acuicultura la cual no presentó operación. La evaluación del estado trófico en el lago San Antonio indicaría una condición distrófica, señalando que priman las contribuciones alóctonas, por sobre la productividad autóctona, predominando procesos heterotróficos por sobre los autóctonos. Similar a lo registrado en la etapa anterior del proyecto, no obstante, los registros de color son mayores a los registros previos, lo que podría estar limitando la abundancia fitoplanctónica registrada en esta etapa.

Lago Yelcho: El lago presenta una superficie de 12.146 ha y una cuenca hidrográfica 17,4 veces mayor, con 995.317 ha. La profundidad máxima y media del lago Yelcho es de 238 y 110 m, respectivamente. Su volumen es 13,3 km³, y el tiempo de renovación es 0,5 años aproximadamente. En cuanto a los parámetros de trofia medidos, específicamente la transparencia, se situó dentro del rango de la mesotrofia con tendencias a la eutrofización. Este cuerpo de agua se caracteriza por un régimen pluvio-nival, cuyos caudales máximos se producirían durante los meses de invierno y verano, explicados por el efecto de las precipitaciones y los deshielos, respectivamente. Este comportamiento se mantiene en años normales, húmedos y secos, ingresando constantemente material alóctono desde la cuenca, asociándolo con la turbidez del lago. En tanto, el nitrógeno total y la clorofila a registraron valores ultra-oligotróficos, en tanto el fósforo total se presentó dentro del rango oligotrófico.



Lago Riesco: Este lago tiene un área de 1.475 ha, y profundidad máxima de 130 m, la cuenca tiene un área de 35.178 ha compuesta por 31 subcuencas, de las cuales la más importante corresponde al río Cóndor (83 % área total). Una concesión operativa al 2017. El lago Riesco tiene forma de fiordo, más largo que ancho y con un desarrollo sinuoso de la línea costera. Está compuesto por dos brazos cuyas profundidades máximas son 135 y 105 m. Posee tres concesiones, de las cuales ninguna presentó producción a partir del año 2016. Durante la primavera de 2017 la concentración de clorofila *a* se mantuvo dentro del rango para lagos ultra – oligotróficos, por otro lado, la transparencia ha oscilado entre la meso y eutrofia, lo cual podría ser atribuible al efecto de los sedimentos glaciares producto de los deshielos que llegan al lago.

Lago Sofía: La cuenca del lago tiene un área aproximada de 10.233 ha de las cuales 8,96 ha corresponden a la superficie del lago. La profundidad máxima y media es de 36,8 y 17,75 m respectivamente, longitud de 7,2 km y ancho máximo de 2,65 km, y altitud de 25 m.s.n.m. La tasa de renovación total del volumen del lago es de 5,2 años. En el centro existe una sola concesión de acuicultura, la que está autorizado desde 1991 para mantener 12 balsas con smolts de 3 especies de salmónidos. De acuerdo a nuestros cálculos de aporte de PT desde la cuenca, se estimó que el suelo desnudo es el mayor contribuyente, lo cual también es lógico, dado a que esta cuenca presenta un alto porcentaje de cobertura vegetal “suelo desnudo”. El tiempo de renovación teórico calculado para el año 2017 fue de 5,9 años, lo que se asocia a la escasa precipitación. Según los parámetros de trofia, el lago Sofía registró bajas concentraciones de clorofila *a* (dentro del rango de la ultra-oligotrofia), concentraciones altas de nutrientes (tendientes a la mesotrofia), y valores de transparencia considerados eutróficos. Es vulnerable ante la erosión de su cuenca.

Los sistemas lacustres estudiados son vulnerables a la eutrofización producto de las actividades antrópicas realizadas en su cuenca, se recomienda en los lagos Araucanos limitar los aportes de residuos líquidos industriales, y domiciliarios, ya que estos encuentran en fase de acumulación de nutrientes y aun no observamos fehacientemente los efectos de los vertimientos de los últimos 20 años. Por otro lado, los lagos chilotes por su reducida área y características distróficas a mixotróficas presentan una condición ambiental aún más vulnerable, por lo que además se recomienda no retomar las actividades de acuicultura que viertan desechos líquidos u otros a los lagos. Finalmente, para los lagos Patagónicos se recomienda no aumentar las biomásas cultivadas de peces *in situ*, y no permitir el vertimiento de residuos líquidos industriales ni domiciliarios al lago, y donde no existan fuentes emisoras de RILES, que se prioricen las actividades que no viertan desechos a sistemas de aguas lénticas.



1. INTRODUCCIÓN

La salmonicultura es el segundo sistema de producción animal más importante a nivel mundial (Bjørndal 2002). Ha tenido un importante aumento de la producción en los últimos años, principalmente debido a la creciente demanda de nuevos productos alimenticios, sobre todo por la disminución de los recursos pesqueros (Demirak *et al.* 2006). Ha pasado de ser casi insignificante, a equipararse con la producción de la pesca en cuanto a la alimentación de la población en el mundo. Chile se ubica dentro de los principales productores acuícolas a nivel mundial, cuya producción es explicada en más de un 90% por la salmonicultura. El ciclo de cultivo de salmónidos consta de fase de agua dulce “alevinaje y smoltificación” y fase agua de mar donde se realiza la “engorda” de los peces. La etapa de alevinaje se realiza principalmente en los sistemas lacustres en las regiones De los Ríos y De los Lagos (Tacon & Metian 2009). El año 2010 la acuicultura alcanzó un total de 60 millones de toneladas de productos animales alimenticios, con un valor total estimado de 119.000 millones de USD (FAO 2012), lo cual supuso un aumento de un 7,5 % con respecto a los 55,7 millones de toneladas en 2009 (32,4 millones de toneladas en 2000).

La producción de salmónidos se ha centrado en las regiones de la Araucanía, de Los Ríos, de Los Lagos y Aysén. En donde las tres primeras regiones son aquellas en donde se concentra la producción de “smolt”, específicamente en los ríos de bajo orden y lagos de la zona. Por otra parte, en los fiordos de las regiones de los Lagos y de Aysén son aquellas en donde se lleva a cabo el proceso de engorda y procesamiento de los salmones (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). Entre ellos destaca el aumento en el aporte de nutrientes hacia los lagos, que produce un aceleramiento del proceso de eutroficación (Smith, 2003). Este ha sido definido como el proceso de enriquecimiento de un sistema acuático producto del incremento de nutrientes, principalmente fósforo y nitrógeno (Padisák 2003), lo que ocurre de manera lenta y natural en la historia geológica de un lago, mediante el aporte gradual de nutrientes desde la cuenca (Lampert & Sommer 2007), pero que con las actividades antrópicas es acelerado y se logran condiciones eutróficas en un lapso significativamente menor. Históricamente para el control y manejo de la eutroficación, se ha estudiado la respuesta del sistema acuático ante la carga de nutrientes, observándose que las tasas de aporte de nitrógeno y fósforo influyen fuertemente tanto en el crecimiento algal, como de plantas vasculares (Vollenweider 1968, Hecky & Kilham 1988, Howarth, 1988, Smith 1998 en Smith *et al.* 1999). El rol de los nutrientes como uno de los factores controladores de la biomasa y estructura fitoplanctónica ha sido ampliamente estudiado (Hutchinson 1957, Tilman *et al.* 1982, Margalef 1983, Wetzel 2001). Recientemente, se ha confirmado que lo que conduce a un proceso de eutroficación es un aumento de uno más de los recursos esenciales para el crecimiento de las plantas. Aunque cada uno puede ser crítico por sí solo, el aumento en la carga



de fósforo ha sido reconocido como el principal responsable de la eutroficación (Padisák 2003). Esto puesto que es uno de los nutrientes esenciales para el crecimiento de organismos fotosintéticos y es considerado como el elemento limitante primario que determina la productividad biológica en la mayoría de los ecosistemas acuáticos (Zohary *et al.* 2010).

La aceleración del proceso de eutroficación producto de actividades antrópicas (ej. acuicultura), genera una serie de efectos indeseables que repercuten en todos los niveles tróficos interfiriendo con la utilización del agua (Ryding & Rast 1993, Wetzel 2001, IETC 2001). Uno de los cambios iniciales es el aumento de biomasa fitoplanctónica disminuyendo la penetración de la luz y fotosíntesis en los estratos más profundos (Horne & Goldman 1994), así ante el aumento de la disponibilidad de nutrientes en la columna de agua, se produce una rápida proliferación de organismos perifíticos (“Floraciones Algales Nocivas”) que suprimen a las macrófitas e indirectamente a la fauna bentónica asociada (Lampert & Sommer 2007, Guo *et al.* 2009). Cuando este material vegetal es degradado, se origina una disminución de los niveles de oxígeno disuelto, derivando en una serie de problemas secundarios como liberación de gases corrosivos y tóxicos para la fauna (Vollenweider 1989, Rabalais *et al.* 2009), mediante la amonificación del nitrato, desnitrificación, desulfuración y la formación de metano (Lampert & Sommer 2007), que puede resultar en la mortalidad masiva de peces en estados avanzados de eutroficación y un cambio radical en las comunidades de flora y fauna (Boyer *et al.* 2006, Guo *et al.* 2009). El detrimento en la calidad de agua que conlleva la eutroficación, aumenta la incidencia de Floraciones Algales Nocivas (FAN) que pueden producir eventos de anoxia y toxicidad (Cyanophyceae), u obstrucción de filtros y branquias de peces (algas filamentosas). Además, se generan problemas estéticos y a la salud humana, aumentando la ocurrencia de enfermedades como el tifus y el cólera (IETC 2001). Finalmente se ven afectados la mayor parte de servicios proporcionados por los ecosistemas (Carpenter *et al.* 1999, Mäler 2000) produciendo importantes pérdidas económicas.

A partir de estas problemáticas se ha desarrollado el concepto de “capacidad de carga”, el cual fue propuesto por Park & Burgess (1921), y se define convencionalmente como el máximo tamaño poblacional de una especie que puede soportar un área o ecosistema determinado, sin reducir su capacidad de soportar a la misma especie en el futuro. Este concepto es un componente esencial de la teoría de desarrollo sostenible y relaciona a la integridad eco-ambiental con el desarrollo socio-económico (Zhong-gen *et al.* 2014). Establece límites concretos, ya sea en relación al tamaño de la población, dada la cantidad de recursos, o a la capacidad de los ecosistemas para asimilar los residuos de las actividades antrópicas (Arrow *et al.* 1995). En relación a dicho concepto, se han desarrollado diversos modelos que permiten estimar la capacidad de carga de ecosistemas lacustres (Dillon & Rigler 1974). Sin embargo, la mayoría se basan principalmente en la concentración de fósforo y apuntan a determinar el número máximo de individuos de una población cultivada que el ambiente puede soportar en un periodo de tiempo, teniendo en cuenta las limitaciones de los factores físicos y ambientales (Riascos *et al.* 2012) e incluyendo aportes de fosforo desde fuentes externas puntuales o difusas. La correcta evaluación o estimación de esta cantidad permite calcular, con anterioridad, el potencial productivo de un cuerpo de agua, para su eventual uso en acuicultura y



ajustar los procedimientos de operación, para evitar el deterioro de la calidad del agua (Bottom 1997, Stickney 2003).

Dentro de los modelos más utilizados en acuicultura intensiva destaca el propuesto por Vollenweider (1968), quien diseñó un modelo para la estimación de la concentración de nutrientes en el agua de los lagos, basado en el principio de conservación de la masa, y correlacionó las concentraciones de varios nutrientes con variables indicadoras de procesos de eutrofización, como cambios en Clorofila a, transparencia, entre otros. Posteriormente, Dillon & Rigler (1974) utilizaron el principio de balance de masa del fósforo de Vollenweider (1968) y definieron una serie de parámetros físicos y ambientales de más fácil medición, para hallar una expresión para la concentración de fósforo disuelto en estado estacionario. El modelo ha sido aplicado y validado, tanto en zonas templadas como en tropicales (Dillon *et al.* 1993, Buyukcapar & Alp 2006). Otro modelo ampliamente utilizado en acuicultura intensiva (ej. Wicki & Luchini 2002, Pulatsü 2003, Rojas-Carrillo & Aguilar-Ibarra 2012) corresponde al de Beveridge (1986), basado en los modelos iniciales de Vollenweider (1968) y Dillon & Rigler (1974), donde relaciona la cantidad de peces cultivados con la concentración máxima admisible de fósforo. Más recientemente, se ha desarrollado un modelo dinámico de capacidad de carga (MDCC), basado en la fórmula de Dillon & Rigler (1974), incluyendo además la evolución temporal de la biomasa de peces y del fósforo (Riascos *et al.* 2012).

Para el manejo de la eutrofización de los lagos, es fundamental clasificar los sistemas acuáticos de acuerdo a su estado trófico, ya que este expresa la relación entre la cantidad de nutrientes del sistema y el incremento de la materia orgánica en el mismo (Ryding & Rast 1993); es la categoría de calidad que representa al estado de producción biológica, determinado por la cantidad de nutrientes, los factores físicos y químicos del sistema (CONAMA 2004). Así los lagos y embalses pueden clasificarse según su trofia en: oligotróficos, mesotróficos, eutróficos e hipereutróficos según sea la concentración de nutrientes en el sistema, y/o según manifestaciones ecológicas por la carga de nutrientes.

Las categorías de trofia de los lagos se basan generalmente en la concentración de fósforo y nitrógeno total, concentración de clorofila a total (Cla T) y en la variabilidad del disco Secchi (OCDE 1982, CONAMA 2004, Nüremberg 1996, IETC 2001). A menudo es difícil establecer límites estrictos para estas categorías debido a variaciones regionales en los rangos de parámetros limnológicos. En términos generales, los lagos y embalses oligotróficos se caracterizan por bajos aportes de nutrientes, baja concentración de Cla T, escasa productividad primaria, alta transparencia y biota diversa (Smith *et al.* 1999, IETC 2001, CONAMA 2004). Estos lagos además de mantener su condición natural, conservando su flora y fauna nativa, ofrecen un aspecto atractivo para algunas actividades, tales como la recreación, el turismo, la acuicultura y la pesca deportiva. En contraste, los sistemas eutróficos tienen grandes aportes de nutrientes y alta productividad primaria, baja transparencia y abundante biomasa de poca diversidad de especies con mayor proporción de Cyanophyceae que las aguas oligotróficas (IETC 2001), presentan menor contenido de oxígeno, además de una zona litoral ancha y somera, plantas litorales en gran número, abundante biomasa



fitoplanctónica (Ryding & Rast 1993), bentos profundo pobre en especies e inexistencia de peces estenotermos en el hipolimnion (Antimán & Martínez 2005).

Ante esto, la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, a través del Fondo de Investigación Pesquera (FIP), realizó estudios orientados a conocer los efectos de la salmonicultura en los lagos donde se desarrollaron y desarrollan actualmente actividades de acuicultura, estableciendo condiciones de utilización de estos cuerpos de agua y sus capacidades de carga. Estos estudios determinaron que, en todos ellos, la capacidad de carga se encontraba en su punto límite o superado por los aportes generados por la industria.

La literatura disponible referente a los estudios de capacidad de carga y de salmonicultura en lagos se encontraba poco actualizada, lo que llevó a la autoridad a realizar nuevos estudios limnológicos en los lagos Araucanos y Chilotes, a través de este proyecto y sus etapas sucesivas. Esto con la finalidad de ampliar la información con la cual la autoridad pueda establecer las exigencias según el estado ambiental de estos cuerpos de agua y, además permitir adoptar decisiones adecuadas y oportunas frente al eventual crecimiento de la industria salmonera en Chile.

El presente estudio dará continuidad al proceso de actualización de información ambiental de los lagos Araucanos y Chilotes en los cuales se desarrolla la actividad acuícola iniciado el 2012, principalmente aportando con información respecto a su funcionamiento y capacidad de carga que permita un mejor manejo de las actividades de acuicultura. Ampliando la información existente con la cual la autoridad podrá establecer exigencias acordes con el estado ambiental de estos cuerpos de agua.

Las actividades de acuicultura en lagos, se ha centrado en el cultivo de salmónidos, desarrollándose más activamente en la zona sur austral del país (entre la XIV a la XII regiones), concentrándose en los lagos denominados Araucanos y de Chiloé (X región).

Desde la entrada en vigencia de la normativa ambiental sectorial, “Reglamento Ambiental para la Acuicultura” el año 2001, en la que se establece la evaluación de los centros de cultivo en función de sus efectos en sedimentos y columna de agua, ha puesto de 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. Lo anterior, ya habría sido señalado en estudios de capacidad de carga y de salmonicultura en algunos de estos 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 en éstos condiciones que permitan el desarrollo de la



vida en general, al establecer que aquellos que presenten condiciones anaeróbicas tres veces serán caducados.



2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo general

Evaluar el estado ambiental de los lagos donde se realizan actividades de acuicultura y obtener información actualizada de la calidad ambiental en cada uno de ellos.

2.2. Objetivos específicos

1. Identificar las falencias del actual marco normativo y regulatorio aplicado a los sistemas lacustres.
2. Caracterizar ambientalmente los lagos Ranco, Puyehue, Rupanco, Llanquihue, Chapo, Popetán, Huillinco, Cucao, Natri, Tarahuín, Tepuhueico, San Antonio, Yelcho, Riesco, y Sofía.
3. Evaluar el estado trófico de todos los lagos en estudio.
4. Realizar balance hidrológico y de nutrientes de los lagos Popetán, Huillinco, Cucao, Natri, Tarahuín, Tepuhueico y Sofía.
5. Elaborar modelo de capacidad de carga para los lagos Riesco y Yelcho, ajustar el modelo para los lagos Ranco, Puyehue, Rupanco y Chapo y actualizar la data de capacidad de carga para el lago Llanquihue.
6. Difundir la información generada en el proyecto a la comunidad en general y científica.



3. METODOLOGÍA

3.1. Objetivo específico 1

Identificar las falencias del actual marco normativo y regulatorio aplicado a los sistemas lacustres.

Para conocer el marco regulatorio actualmente aplicado en el manejo y preservación de los lagos de Chile e identificar las posibles falencias, primeramente, se buscó información en la plataforma internet de la Biblioteca Nacional, del Ministerio de Medio Ambiente (MMA), de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (SUBPESCA), de la Dirección General de Aguas (DGA), y de la Dirección General de Territorio Marítimo y Marina Mercante (DGTMM y MM). Se revisaron todos los títulos, vistos y considerando de las leyes, reglamentos y normas disponibles en dichas plataformas, luego se seleccionaron aquellos que indicaran explícitamente como objetivo el manejo y uso sustentable del recurso hídrico. Posteriormente todas las normas que influyeran directamente en el manejo de la calidad ambiental de los sistemas lacustres fueron sistematizadas en una tabla, para su análisis.

3.2. Objetivo específico 2

Caracterizar ambientalmente los lagos Ranco, Puyehue, Rupanco, Llanquihue, Chapo, Popetán, Huillínco, Cucao, Natri, Tarahuín, Tepuhueico, San Antonio, Yelcho, Riesco, y Sofía.

3.2.1. Selección de época y puntos de muestreo en los 15 lagos en estudio

En la tabla 1 de anexo se indican las fechas en las que se realizaron los muestreos. Se conservó el mismo diseño y estaciones de muestreo para los lagos estudiados en la IV etapa del Proyecto (Figura 1, Figura 2 y Figura 3, Tabla 2, 3 y 4 del anexo). 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 (Figuras 1, 2 y 3) en los cuales se midieron variables fisicoquímicas de la columna de agua y se tomaron muestras para el análisis de comunidades zooplanctónicas y fitoplanctónicas. Además, para la evaluación de los sedimentos, se tomaron muestras en dos bahías seleccionadas previamente, se escogieron las estaciones con mayor impacto sedimentológico, es decir, valores de materia orgánica mayor a 10%, pH menor a 7,1, potencial redox menor a 50 mV y/o mayor producción acuícola. En estas estaciones se tomaron muestras para análisis de materia orgánica y granulometría en triplicado en 3 puntos de cada estación seleccionada, midiendo *in situ*, temperatura, pH y potencial redox (Tabla 5, 6 y 7 del anexo).

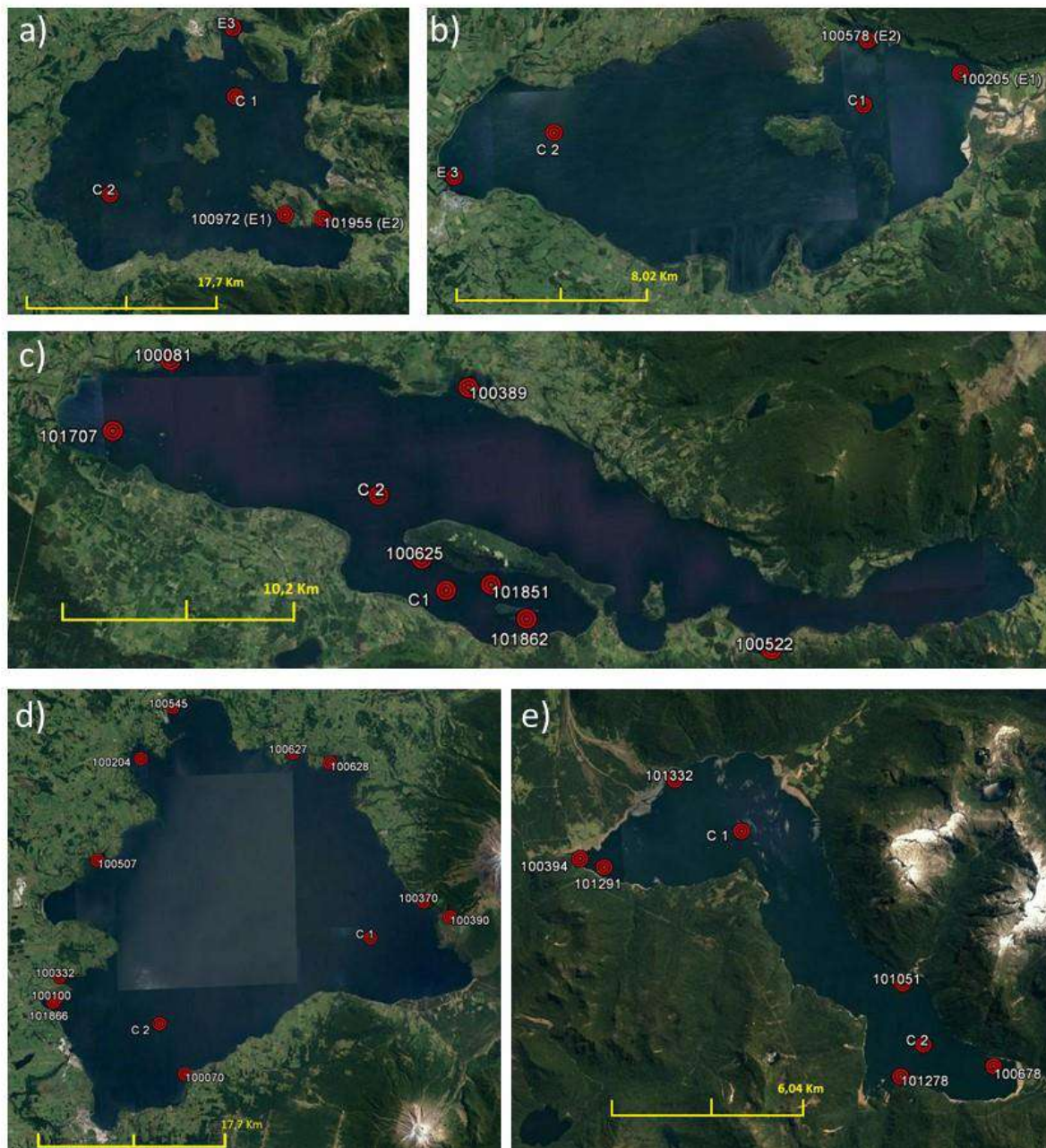


Figura 1. Estaciones de muestreo en los lagos Araucanos en estudio (a= lago Ranco, b= lago Puyehue, c= lago Rupanco, d= lago Chapo, e= lago Llanquihue).

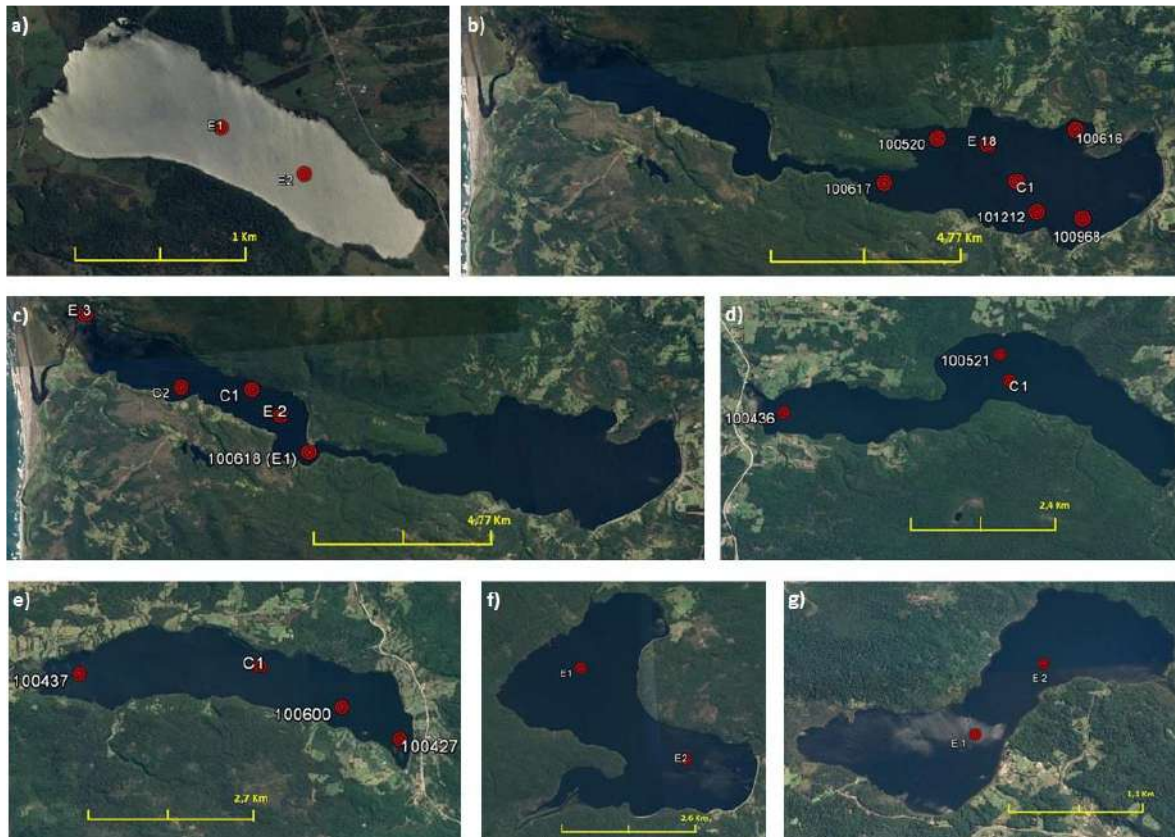


Figura 2. Estaciones de muestreo en los lagos Chilotos en estudio (a= lago Popetán, b= lago Huillínco, c= lago Cucao, d= lago Tarahuín, e= lago Natri, f= lago Tepuhueico, g= lago San Antonio).

3.2.2. Variables fisicoquímicas de agua

En cada punto de muestreo de agua se midió la transparencia mediante la utilización de un disco Secchi y pH, conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$), temperatura ($^{\circ}\text{C}$), oxígeno disuelto (mg/l) y fluorescencia mediante perfiles a distintas profundidades (Anexo Tablas 2, 3 y 4) utilizando una sonda multiparamétrica (SAIV/AS en los lagos Chapo y Llanquihue, y Sea Bird en los lagos Ranco, Puyehue, Rupanco, Chilotos y Patagónicos).

En puntos discretos de la columna de agua, se tomaron muestras de agua para la realización de análisis de fósforo total (PT), ortofosfato (P-PO_4^{3-}), nitrógeno total (NT), amonio (N-NH_4^+), nitrito (N-NO_2^-), nitrato (N-NO_3^-) y sílice (Si-SiO_2) mediante la utilización de una botella Niskin. De los cuales se extrajeron 500 ml para el análisis de PT, P-PO_4^{3-} , NT, N-NH_4^+ , N-NO_2^- y N-NO_3^- y 125 ml para análisis de SiO_2 . Las muestras obtenidas se almacenaron en botellas plásticas a -20°C hasta el momento del análisis en laboratorio.

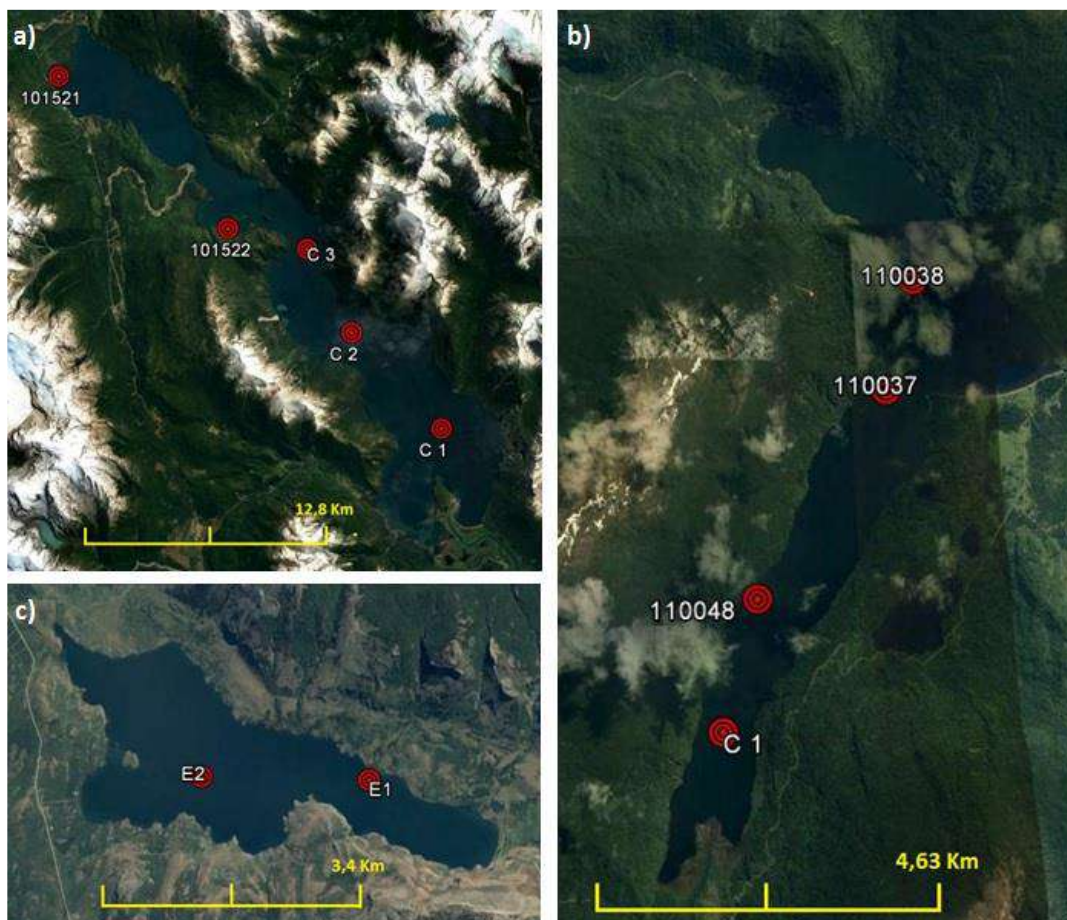


Figura 3. Estaciones de muestreo en los lagos Patagónicos en estudio (a= lago Yelcho, b= lago Riesco, c= lago Sofia).

El análisis de PT se realizó mediante digestión ácida y oxidación con persulfato de potasio (Koroleff 1983) y la metodología descrita en Standard Methods (2005) (4500-P B/5, LD.: 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 protocolo de Standard Methods (2005) (4500-N/C y 4500-NO³-E, L.D.: 0,015 mg N/L). Mientras que el fósforo soluble, amonio, nitrito y nitrato fueron analizados bajo protocolos descritos en Standard Methods (2005) (**P-PO₄³⁻**: técnica 4500-P, LD.: 0,002 mg P/L; **N-NH₄⁺**: técnica 4500-NH₃ F, L.D.: 0,003 mg N/L; **N-NO₂**: técnica 4500-NO₂-B, L.D.: 0,002 mg N/L; **N-NO₃**: técnica 4500-NO₃-E, L.D.: 0,002 mg N/L). El sílice se analizó según la metodología de Strickland y Parson (1972), con un límite de detección de 0,005 mg/L. Los análisis de compuestos nitrogenados y fósforados fueron realizados en el laboratorio LIMNOLAB de la Universidad Austral de Chile, en la actualidad a cargo de Stefan Woelfl.

Finalmente, en los lagos Chilotes se tomaron muestras de agua para la obtención de carbono orgánico disuelto (DOC) y caracterización de la materia orgánica disuelta (DOM), para esto se



tomaron 125 ml de muestra de agua por medio una botella Niskin a las mismas profundidades de los nutrientes y clorofila *a* (Tabla 3 en Anexo), las muestras de agua fueron filtradas por medio de un filtro de 0,22 μm y refrigeradas. La concentración de COD se obtuvo por medio de la técnica combustión a alta temperatura con un autoanalizador HighTOC (Elementar Systems) con un límite de detección de 0,1 mg L⁻¹. En tanto la caracterización de DOM se realizó por medio de espectrofluorimetría y espectrofotometría asociado a un análisis de factores paralelos (PARAFAC), para la generación de un modelo DOM. Estos análisis fueron realizados en el laboratorio de Ecología Aplicada de la Universidad Austral de Chile, a cargo de Jorge Nimptsch.

3.2.3. Fitoplancton y Clorofila *a*

Para el muestreo de clorofila *a* se utilizó el mismo contenido de la botella Niskin (capacidad 5 L) utilizada en el muestreo para variables fisicoquímicas 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, 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%. La clorofila *a* fue analizada por fluorometría según Standard Methods (2012).

Para el muestreo de fitoplancton se consideró obtener una muestra representativa de la riqueza de cada estación de muestreo. Se realizaron muestreos de fitoplancton cualitativo y cuantitativo. El muestreo de fitoplancton cualitativo se realizó en todas las estaciones de columna de agua, mediante la utilización de una red de 25 μm , la cual se sumergió hasta 40 m de profundidad, o hasta 2 m sobre el fondo cuando la profundidad fue menor, subiendo a una velocidad constante y pausada, luego se concentró la muestra eliminando el exceso de agua hasta lograr una muestra de 125 ml. La muestra fue fijada con formalina al 4 % (1,3 ml) obteniendo una muestra integrada desde la superficie hasta los 40 m de profundidad (epilimnion).

Las muestras de fitoplancton cuantitativo se conformaron por muestras integradas de la columna de agua, desde la superficie hasta los 40 m de profundidad. Para ello, se colectaron sub-volúmenes iguales y equidistantes en la columna de agua. De cada lance se tomaron muestras discretas de 125 ml en superficie, 5, 10, 15, 20, 25, 30, 35 y 40 m de profundidad. Luego se homogenizaron todas las sub-muestras en un contenedor, integrándose en una sola muestra. Desde este contenedor se extrajeron 125 ml y fueron fijados con 1,6 ml de lugol.

Para el estudio del fitoplancton, se realizaron 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 metros de profundidad o la máxima profundidad posible dependiendo de la batimetría de la estación de muestreo. Para cada estación de muestreo, se analizaron 3 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 en la manera de observar las cámaras de sedimentación principalmente. Consistente 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).

3.2.4. Zooplancton

Para el muestreo de zooplancton, en cada estación de muestreo de columna de agua, se utilizó una red de 80 μ m (apertura: 40 cm), la cual se sumergió hasta 60 o 2 m sobre la profundidad máxima cuando ésta fue menor de 60 m. La muestra se almacenó en frascos de 125 ml y se fijó con alcohol al 70 %. Para conocer el volumen que filtró 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).

3.2.5. Sedimento

El estudio de sedimentología se realizó en al menos dos estaciones de muestreo cercanas a concesiones de acuicultura en todos los lagos estudiados. 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 fueron 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.

El análisis granulométrico se realizó mediante tamizado, que permite 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 psefitica (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.

La 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 h. Posteriormente se tararon los crisoles, se pesaron con las submuestras, las cuales fueron posteriormente calcinadas a 450 °C (mufla) durante 5 h. 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).

3.3. Objetivo específico 3

Evaluar el estado trófico en todos los lagos estudiados.

Para evaluar el estado trófico de los lagos Araucanos y Patagónicos se utilizaron las siguientes variables de trofia: transparencia, fósforo total, nitrógeno total y clorofila *a*. Para determinar el estado trófico (ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico) los rangos ocupados para cada variable trófica son los establecidos en la Guía de Norma Secundaria (CONAMA 2004), de acuerdo a la siguiente tabla:

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

	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico
Transparencia (m)	> 20	20 - 10	10 - 5	< 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> (µg/L)	< 1	1 - 3	3 - 10	> 10

Mientras que 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). 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.

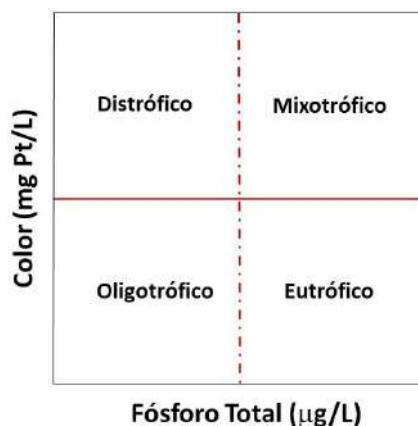


Figura 4. Modelo conceptual nutriente color (Williamson *et al.* 1999, Webster *et al.* 2008).

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 3 del Anexo. Las muestras fueron filtradas a través de filtros de polycarbonato 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:

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

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):

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

3.4. Objetivo específico 4

Realizar balance hidrológico y de nutrientes de los lagos Popetán, Cucao, Huillínco, Tarahuín, Natri, Tepuhueico y Sofía.

3.4.1. Caracterización de los usos de suelo de las cuencas de los lagos

Para cada lago, con el fin de estimar los aportes de nutrientes desde fuentes difusas, se determinó la superficie de la cuenca ocupada por los distintos usos de suelo mediante la utilización del catastro vegetal de Chile (CONAF-CONAMA-BIRF 2007, 2013) y sus actualizaciones regionales, utilizando el software ArcGis 10.



3.4.2. Balance hidrol3gico por sistema lacustre

Se realiz3 una estimaci3n del balance hidrol3gico anual actualizado para el a3o 2017 para los lagos considerados en este objetivo, utilizando la siguiente ecuaci3n:

$$R + P = S + Ev + D \pm \Delta L$$

Donde:

- R: Entradas r3os y/o esteros.
- P: Precipitaciones.
- S: Salidas efluente.
- Ev: Evaporaci3n del lago.
- D: Drenaje profundo del lago.
- ΔL : Variaci3n de la reserva del lago.

En cuanto al c3lculo y determinaci3n de la cuenca hidrogr3fica de cada lago, se utiliz3 informaci3n actualizada obtenida en la IV etapa del proyecto. Para ello se utilizaron im3genes de Radar ASTER Global Digital Elevation Model (GDEM), con las cuales se procedi3 a realizar un mosaico del 3rea de estudio, con el objetivo de generar un DEM (Digital Elevation Model), posteriormente se generaron an3lisis de Pendientes, de Direcci3n y Acumulaci3n de Flujos. A partir de 3stos se obtuvo la cuenca y las sub-cuencas de cada lago. Este an3lisis raster se vectoriz3 y geoproces3 para evitar errores topol3gicos en posteriores an3lisis geoespaciales.

Finalmente, se trabaj3 con la informaci3n de uso de suelo del catastro vegetacional de Chile (CONAF-CONAMA-BIRF 2007, 2013), con la cual se generaron an3lisis espaciales a partir de la definici3n de cuencas y sub-cuencas para obtener el uso de suelo por cada unidad hidrogr3fica definida anteriormente, utilizando el software ArcGis 10.

Una vez definidas las subcuencas, el uso de suelo, y las caracter3sticas y series de suelo para cada una de las subcuencas, se estimaron las entradas de agua provenientes de r3os, laderas y peque3os esteros a cada lago mediante el m3todo de la Curva N3mero (SCS 1975). Las caracter3sticas de los suelos y las series de suelo se obtendr3n a partir de los mapas de SERNAGEOMIN y de literatura.

La Curva N3mero (CN) refleja la reacci3n de una superficie con un determinado uso de suelo en t3rminos de escorrent3a, seg3n las condiciones de humedad del suelo, es decir, la CN es el porcentaje de la lluvia incidente que llega a ser escorrent3a. La relaci3n entre CN, almacenaje de agua y escorrent3a es:

$$a) Q = (P - 0,28 S)^2 / (P + 0,8 S)$$

El par3metro S (unidades SI, mm) se estim3 con la ecuaci3n:



$$b) S = (25400 - 254 CN) / CN$$

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 de la DGA cercanas a los lagos, actualizadas al año 2017.

En relación a la evaporación de cada lago, se utilizaron los datos disponibles en la red (DGA, Balance Hidrológico 1987). La variación de la reserva del lago se consideró igual a cero en un balance hidrológico anual para los lagos en estudio.

Para la determinación de caudal de los efluentes de los lagos Natri, Tarahuín, Tepuhueico, y Popetán, dado que no se cuenta con información fluviométrica óptima para representar el comportamiento hidrológico del desagüe de los lagos Chilotes se utilizó el método de transposición de cuencas;

A continuación se describe el método:

Método de transposición de cuencas: 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 utilizado 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*):



$$FT = \frac{(P1 - E1) * \text{Área1}}{(P2 - E2) * \text{Área2}}$$

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:

Donde:

Q1: Caudal generado.

Q2: Caudal conocido.

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

Considerando la información disponible, se utilizó el método descrito para realizar una transposición de datos desde la subcuenca definida por la estación 'Río Vilcún en Belbén' hasta la subcuenca definida por el desagüe de los lagos Tepuhueico, Natri, Popetán y Tepuhueico.

Una vez determinado el caudal medio anual, se determinan las curvas de variación estacional de precipitación para distintas probabilidades de excedencia, en base a una serie mensual de una estación representativa.

A partir de ello, se obtiene las salidas de agua de cada lago. En el caso específico de los lagos Huillanco y Cucao, que presentan influencia marina, se realizarán mediciones mediciones de cambios en los niveles del agua.

3.4.3. Balance de nutrientes por sistema lacustre

Para cuantificar las entradas, salidas del lago, y la concentración de nutrientes resultante en la columna de agua, se realizó un balance másico de nutrientes (fósforo total).

El balance de nutrientes se calculó mediante la siguiente ecuación:



Ecuación 1	$d[P]/dt * V = J_{ext} + J_{int} - \sigma * [P] * V - \rho [P] * V$
-------------------	---

Donde:

[P]: Concentración de fósforo total (P en mg/m³).

V: Volumen lago (m³).

J_{int}: Aporte fósforo interno (mg/dt).

J_{ext}: Aporte fósforo externo (mg/dt).

P: Coeficiente de tasa de recambio (1/dt).

Σ: Coeficiente de tasa de sedimentación (1/dt).

Los supuestos más importantes del modelo son:

- I. El fósforo que ingresa al lago se mezcla completamente.
- II. La concentración de fósforo en el flujo de salida es igual a la concentración en el lago.
- III. La pérdida de fósforo por retención en el sedimento es proporcional a su concentración en el lago.
- IV. Las fluctuaciones estacionales de la carga hidráulica y del fósforo se puede despreciar.

Para resolver el balance de nutrientes por lo tanto es necesario determinar:

- (a) La carga externa de P total al lago.
- (b) El contenido de fósforo total contenido en el lago.
- (c) La descarga por el efluente.
- (d) La permanencia, sedimentación, deposición y/o resuspensión de los nutrientes.

a) Determinación de la carga externa

La carga externa total se calculó 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), de la siguiente forma:

Ecuación 2	$J_{ext} = L_{cuenca} + L_{Afluentes} + L_{prec} + L_{Hum}$
-------------------	---

Donde:

J_{ext}: Aporte fósforo externo.

L_{cuenca}: Carga fósforo por cuencas.

L_{Afluentes}: Carga fósforo por ríos afluentes.

L_{prec}: Carga fósforo por precipitaciones.



LHum: Carga fósforo por actividades humanas.

Las cargas de nutrientes ingresadas al lago a través de su cuenca de drenaje, se obtuvieron calculando el volumen de escorrentía, las áreas por uso de suelo y los índices de exportación de nutrientes para cada uso del suelo. Se utilizaron índices de exportación de nutrientes a partir de literatura nacional (Oyarzún *et al.* 1997, Oyarzún *et al.* 1998, Godoy *et al.* 2001, Oyarzún *et al.* 2004, Lozano *et al.* 2011, Little *et al.* 2008, Oyarzún *et al.* 2007, entre otros).

La carga de fósforo que aporta la salmonicultura (en balsas jaulas) ya ha sido calculado con anterioridad en la III y IV etapa del proyecto. Éste calcula el aporte de PT por parte de la acuicultura a través de la data entregada por SUBPESCA de la biomasa producida por concesión acuícola. La carga de fósforo sobre el lago, se determina realizando un retrocálculo a partir de los datos de producción neta de peces, estimando que cada tonelada de peces producida aportaría 9,3 kg de fósforo al lago (Wang *et al.* 2012) (donde la producción neta = producción bruta – abastecimiento). En consecuencia, el aporte de fósforo muestra la misma tendencia temporal que la producción neta de los peces. Sin embargo, en la actualidad, tanto en la mayoría de los lagos Chilotos como en el lago Sofía no se registra actividad de acuicultura, por lo que se presenta un aporte histórico acumulado desde el 2007 hasta el último año de producción en estos lagos.

La carga de fósforo total aportada por la población ubicada en la cuenca de los lagos en estudio, se calculó según la metodología de las etapas anteriores 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 4,1 gr de P. La descarga directa de cada casa va dirigida a un pozo séptico, siendo el coeficiente de retención del suelo de una salida de un pozo séptico de 0,2 (CENMA 2007). 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 y de las declaraciones de Impacto Ambiental.

b) Determinación del contenido de fósforo total contenido en el lago

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

**Ecuación 3** **Plago = [P]geo * Vol**

Donde:

P lago: Promedio geométrico de concentración de fósforo en la columna del lago (mg/m³).

Vol: Volumen de lago (m³).

Se determinó el contenido total de nutrientes en la columna de agua utilizando el volumen de agua por estrato y se calculó su fracción del volumen total del lago. Luego se multiplicó la concentración de nutrientes con la fracción del volumen total para cada estrato. Mediante la sumatoria de estos valores se obtuvo el promedio geométrico de nutrientes. Los volúmenes de cada estrato fueron obtenidos de la curva hipsográfica, la cual indica la distribución de volumen para cada estrato.

Para los lagos en donde la batimetría existente no estaba en forma detallada, como es el caso de los lagos San Antonio y Sofía, se realizó un estudio más acabado en cuanto a su batimétrico, para posterior cálculo de curva hipsográfica.

c) Determinación de la descarga 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 de los efluentes de los lagos Tepuhueico, Tarahuín, Popetán y Natri fue multiplicado por el promedio de la concentración de fósforo de la columna de agua desde las estaciones control de máxima profundidad.

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

Ecuación 4 **Lefl = Q₁ * [P]₁ + Q₂ * P₂ + + Q_n * P_n**

Donde:

Lefl: Egreso de fósforo (ej. en kg o ton) por efluente durante un año.

Q_n: Caudal promedio durante período n (m³), ej. un año.

[P]_n: Promedio de concentración de fósforo que corresponde al período n (mg/m³), ej. un año.

3.5. Objetivo específico 5

Elaborar modelos de capacidad de carga para los lagos Yelcho y Riesco, ajustar el modelo para los lagos Ranco, Puyehue, Rupanco, y Chapo, y actualizar la data de capacidad de carga para el lago Llanquihue.

a) Determinación del Balance Hidrológico



Esta metodología ya fue descrita con anterioridad en el Objetivo 4, específicamente en la actividad 3.4.2.

b) Balance de nutrientes

Esta metodología ya fue descrita con anterioridad en el Objetivo 4, específicamente en la actividad 3.4.3.

c) Modelo de capacidad de carga crítica y actual

Para calcular la carga crítica y actual de P por lago, se utilizó el modelo desarrollado por la OECD (1982) con información actualizada al 2017. 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. Si se sobrepasara esta concentración de fósforo total, los lagos en general entrarían a un estado mesotrófico.

Se utilizó la ecuación 5 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.

Ecuación 5	$L_c = 10 q_s \cdot (1 + \sqrt{Tw})$
-------------------	--

Donde:

Lc: Carga crítica de fósforo por área del lago por año (mg/m²*año).

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

tw: Tiempo de renovación del agua (años).

qs: Carga hidráulica (z/Tw).

a) Estimación de la carga actual con modelo predictivo

En base a la concentración promedio de PT en la columna de agua se calculó la carga actual de fósforo total en la superficie de cada lago de acuerdo a las fórmulas predictivas de Vollenweider (1976). 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 en el lago se calculó con la siguiente fórmula:

Ecuación 7	$L_c \text{ (mg/m}^2\text{/año)} = P_{\text{total}} * z/Tw / (1-R)$
-------------------	---

Donde:

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

Z: Profundidad media.



Tw: Renovación teórica del volumen del lago.
R: Coeficiente de retención ($R = 1/(1 + (1/\sqrt{Tw}))$).

El valor obtenido a partir de la ecuación precedente será cotejado con la ecuación 8 de la OECD (1982):

Ecuación 8	$[P]_{lago} = 1,55 [P]_{in} / (1 + \sqrt{Tw})$
-------------------	--

Con respecto a la tasa de sedimentación (coeficiente de retención R), en lagos con hipolimnion oxigenado depende ésta principalmente de Tw. Según literatura, R aumenta cuando Tw aumenta, es decir en lagos con una lenta tasa de renovación queda un mayor porcentaje de P retenido en el lago y viceversa. Se citan en literatura diferentes fórmulas para calcular R (Nürnberg 1998, Ryding & Rast 1989, Kalff 2002).

Ecuación 9	$R = 1/1 * (1 + 1/\sqrt{Tw})$
-------------------	---

Donde:

R: Coeficiente de retención.
Tw: Tiempo de renovación.

Para conocer el tiempo (T) necesario para alcanzar 90% y 95% del equilibrio de P en un lago (según OECD 1982 citado en Kalff 2002), se calculó con las siguientes fórmulas:

Ecuación 11	$T (90\%) = 2,3 * Tw * (1-R)$
--------------------	---

Ecuación 12	$T (95\%) = 3 * Tw * (1-R)$
--------------------	---

3.6. Objetivo específico 6

Difundir la información generada en el proyecto a la comunidad en general y científica.

3.6.1. Difusión de información

Los principales resultados de este proyecto serán dados a conocer a la comunidad científica, técnica, administrativa estatal y privada a través de un seminario de difusión. Este seminario se realizará el último mes de ejecución del proyecto, a fines de abril de 2018. Para ello se confeccionarán diversos materiales de difusión referentes al proyecto, los que serán difundidos entre el público asistente.

Así también, se presentará al menos un trabajo referente al proyecto en el congreso de Limnología de Chile. En esta oportunidad se realizará una presentación oral que incluya la temática general de



este estudio y de cuenta de posibles relaciones entre variables ambientales evaluadas durante la ejecución del proyecto.

4. RESULTADOS

4.1. Objetivo específico 1

Identificar las falencias del actual marco normativo y regulatorio aplicado a los sistemas lacustres

4.1.1. Revisión bibliográfica

La normativa vigente para salvaguardar la calidad ambiental de los ambientes lacustres, tiene asociados variados organismos gubernamentales en diferentes ámbitos (Tabla 8 anexo). Primeramente, se entrega una visión general y en el orden como se han ido gestando las leyes y normas, y como estas influyen en la calidad de los cuerpos de agua de Chile.

En 1980 mediante el decreto que ley del Ministerio de Minería la Ley N°3.525, se creó el Servicio Nacional de Geología y Minería a quién se le encargó elaborar cartografía hidrogeológica y de geología ambiental, con el fin de conocer y difundir información sobre los factores geológicos que condicionan el almacenamiento, escurrimiento y conservación de las aguas en el territorio nacional.

Luego en 1981 mediante un decreto con fuerza de ley, se creó el Código de Aguas el cual se aplica para las aguas terrestres, no marinas. El código de aguas, confiere al agua el estado de bien nacional de uso público, y les otorga a particulares derechos de aprovechamiento de ellas. Los derechos de agua se dividen en dos: 1) Uso Consuntivos: aquel que faculta a su titular para consumir totalmente las aguas en cualquier actividad; 2) Uso No consuntivo, es aquel que permite emplear el agua sin consumirla y obliga a restituirla en la forma que lo determine el acto de adquisición o de constitución del derecho. El código es regulado por la Dirección General de Aguas (DGA) del Ministerio de Obras Públicas (MOP). Éste explicita la prohibición de botar a los canales sustancias, desperdicios, basuras u otros que alteren la calidad de agua y confiere responsabilidad a las municipalidades de mantener los causes limpios y establecer sanciones a las infracciones de esta índole. Al constituir los derechos de aprovechamiento de aguas, la Dirección General de Aguas velará por la preservación de la naturaleza y la protección del medio ambiente, debiendo para ello establecer un caudal ecológico mínimo, el cual sólo afectará a los nuevos derechos que se constituyan, para lo cual deberá considerar también las condiciones naturales pertinentes para cada fuente superficial. La Dirección General de Aguas deberá establecer una red de estaciones de control de calidad, cantidad y niveles de las aguas tanto superficiales como subterráneas en cada cuenca u hoya hidrográfica. La información que se obtenga deberá ser pública y deberá



proporcionarse a quien la solicite. Así también la DGA deberá llevar un catastro Público de aguas otorgadas para su aprovechamiento en el deberá contener la información que se tenga de ellas.

En 1988 se crea la ley general de servicio sanitarios, a la cual establece las disposiciones relativas al régimen de explotación de los servicios públicos destinados a producir agua potable y distribuir aguas servidas, servicios denominados en adelante, servicios sanitarios, es responsabilidad de las sanitarias la recolección, tratamiento y disposición de las aguas servidas (no incluye aguas lluvias). En 1989 se crea la Superintendencia de Servicios Sanitarios como un servicio funcionalmente descentralizado, con personalidad jurídica y patrimonio propio, está encargado de regular y fiscalizar los residuos líquidos industriales de las empresas sanitarias y de llevar el registro de las fuentes emisoras de los residuos líquidos industriales o RILES, los caudales de RILES y su caracterización (Posterior al año 2012 la información ha sido recopilada por la Superintendencia de Medio Ambiente), luego en 1997 se crea la ley de aguas lluvias para regular el drenaje de estas aguas desde las ciudades y centros poblados, la responsabilidad de las redes primarias corresponderá al MOP y las redes secundarias al MINVU. Posteriormente en 1998 se crea la norma de emisión de contaminantes asociados a RILES al sistema de alcantarillado, y al año siguiente se elabora la norma chilena para recolección de aguas servidas o industriales. Luego en el año 2000, nace el decreto 90 el cual establece los niveles máximos permitidos de contaminantes asociados a descargas de RILES a cuerpos de agua superficiales o marinos. Luego la SISS en el 2004 genera un instructivo para que da cuenta como se deben realizar las caracterizaciones de las descargas de RILES los cuerpos de agua superficiales continentales y lacustres. Respecto a los residuos de empresas sanitarias y otras fuentes emisoras de RILES tienen la posibilidad de usar un “by pass” o aliviadero de tormentas en caso de que se produzca un evento de emergencia o colapso de los sistemas de canalización de aguas servidas producto de aguas lluvias, las empresas emisoras podrán hacer uso de su aliviadero de tormentas, en el caso de la zona sur de Chile desde el Maule al Sur se podrá usar este ducto de emergencia por a lo más 72 horas. Lo anterior fue hecho pensando en evitar riesgos sanitarios producto de desbordes de aguas servidas en las viviendas.

Luego en 1989 del Ministerio de Economía crea la Ley General de Pesca y Acuicultura, la cual nace de la necesidad de normar las actividades de acuicultura en lo relativo al ámbito ambiental, sanitario y administrativo, y no seguir rigiéndose por el reglamento de concesiones pesqueras. En el tiempo (año 1991) se van incluyendo modificaciones a la ley como la responsabilidad de reglamentar las medidas para la protección del medio ambiente y determinación de Áreas Aptas para Acuicultura (AAA) se le confiere a la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (SUBPESCA). Luego el año 2001 se crea el Reglamento Ambiental para Acuicultura mediante el cual se imponen exigencias a las condiciones de cultivo. Se categoriza los sistemas productivos en intensivos o extensivos, dependiendo del sistema productivo y nivel de producción, junto con la profundidad y tipo de sustrato, y además se fija una distancia entre diferentes sistemas productivos. Se han descrito 8 categorías de centro. Establece además que las condiciones en el área de sedimentación de cada centro de cultivo deberán ser aeróbicas. Así también el mismo año, se aprueba el Reglamento para la protección y erradicación de enfermedades de alto riesgo para especies hidrobiológicas. Luego el año 2003 al RAMA se le incluye instrumentos de evaluación y análisis ambiental Caracterización



Preliminar de Sitio (CPS) e Informe Ambiental (INFA), siendo la CPS un requerimiento previo a la puesta en marcha de los centros de cultivo, por otro lado, la INFA es un informe ambiental por el cual se evalúa el lugar donde se localiza y opera un centro de cultivo. Luego el año 2005 se crea el Reglamento de Plagas Hidrobiológicas siglas REPLA el cual busca establecer medidas de protección y control para evitar la introducción, evitar su propagación y propender a la erradicación de especies que constituyan plagas hidrobiológicas según corresponda. Luego el año 2006 se acota las áreas aptas para acuicultura en cursos o cuerpos de agua que constituyen bienes nacionales de uso público. Posteriormente el 2010 se elimina de la LGPA la posibilidad de establecer nuevas AAA en ríos no navegables y en lagos. Se incorpora el concepto de capacidad de carga y que se asegure la vida acuática y la prevención del surgimiento de condiciones anaeróbicas del sedimento en cuerpos de agua, ríos y mar. Señala a SERNAPESCA como el encargado de la realización de las INFAS a los centros de cultivo. Los centros ubicados en sistemas lacustres quedarán expuestos a caducidad después de la tercera INFA anaeróbica. A partir del año 2011 de acuerdo a lo establecido en la ley se han generado programas de investigación para resolver problemáticas asociadas a la actividad de acuicultura. El 2012 en el RAMA se estableció que SUBPESCA requiere de informes técnicos y de los consejos zonales de pesca para conocer el estado de los recursos donde se realicen actividades de acuicultura. Ya en el 2013 en la LGPA se incluyó el enfoque precautorio con el objetivo de realizar el uso sustentable de los recursos hidrobiológicos.

La ley general de bases del medio ambiente de 1994 se gestó con el objetivo de proteger el medio ambiente y conservar los recursos naturales, regulando el contexto en que se desarrollan las actividades productivas. Define herramientas de gestión u manejo como el estudio de impacto ambiental, declaración de impacto ambiental, norma secundaria de calidad ambiental, normas de emisión, zona latente y zona saturada. Establece como instrumento de gestión a la educación e investigación. Del SEA se someterá a evaluación del sistema de evaluación ambiental el titular de todo proyecto o actividad deberá elaborar una declaración de impacto ambiental o elaborar un estudio de impacto ambiental, según corresponda. A aquellos no comprendidos en el artículo 10 podrán acogerse voluntariamente al sistema de evaluación ambiental. En 2007 se crea el cargo de presidente de la comisión nacional de medio ambiente (CONAMA) así también se destaca las municipalidades serán las encargadas de recopilar las denuncias de incumpliendo a las normativas ambientales redirigirlas a los organismos fiscalizadores correspondiente. En 2010 con la modificación de la LGBMA se rediseño la institucionalidad ambiental, se crea el Ministerio de Medio Ambiente el cual tienen a cargo la implementación de políticas, planes y programas en materia ambiental; y la superintendencia de medio ambiente con funciones de fiscalización y gestión. El consejo de ministros para la sustentabilidad como órgano de deliberación pública, el servicio de evaluación ambiental; y la Superintendencia de Medio Ambiente, con funciones de fiscalización y sanción. Cambio a CONAMA por Servicio de Evaluación Ambiental. Luego se crearon los tribunales ambientales como organismo al cual están supeditadas las facultades de fiscalización y sanción de la superintendencia de medio ambiente, también resolverá disputas en torno a conflictos ambientales.



De acuerdo a lo anteriormente expuesto, fue posible entender que existen directrices para la gestión y conservación del recurso hídrico en Chile. Si bien estas presentan falencias, uno de los puntos críticos de la normativa es como asumen la reglamentación quienes deben cumplirla. Generalmente se cumplirá con lo mínimo exigido, ya que mayores tecnologías o actividades a realizar sin duda se reflejarán en costos asociados. En vías de tender al manejo adecuado de los recursos hídricos, pudiendo mantener los diversos servicios ecosistémicos que brinda un lago en buenas condiciones ambientales. Se ha revisado la experiencia de Estados Unidos y Canadá quienes desarrollaron el acuerdo de calidad de agua de los grandes lagos en 1978 (Great Lakes Water Quality Agreement (GLWQA)), acuerdo de colaboración y cooperación que expresan ambos gobiernos para restaurar y mejorar un recurso acuático. Éste representa alrededor de un 20% del agua dulce superficial del mundo. El principal factor que motivo este acuerdo fue resolver el problema de la eutroficación y sus consecuencias, especialmente las floraciones algales de cianobacterias, con especial atención en el lago Erie el cual tiene los mayores problemas. La estrategia para el manejo y disminución de fósforo: 1) se decretó un máximo descargable por día de 1mgL^{-1} de PT para descargas municipales de las cuencas de los lagos Superior, Michigan y Huron, y de $0,5\text{mgL}^{-1}$ para las cuencas de los lagos Erie y Ontario; 2) que la concentración de descargas de fósforo debía ser disminuida en lo mínimo posible desde las descargas industriales; 3) disminución de fósforo desde fuentes difusas de un 30%, 4) reducción de fósforo en los detergentes de 0.5% de su peso; 5) mantención de un programa de investigación que busque la máxima eficiencia en el control de la introducción de fósforo (Pinto 1978). El propósito de las partes fue y sigue siendo restaurar y mantener la integridad física, química y biológica de las aguas del ecosistema de la cuenca de los grandes lagos de norte América. Acordaron ambos países realizar su máximo esfuerzo para desarrollar programas, y prácticas para una mejor comprensión del ecosistema de la cuenca de los grandes lagos y desarrollo de la tecnología necesaria y para eliminar o reducir en la medida de lo posible la descarga de contaminantes. Aplicaron fuentes de financiamiento local, estatal, provincial y federal. Así también se destaca que se pide cooperación entre las partes (actores o stakeholders) para que continúen desarrollando programas para cumplir con el objetivo planteado (planes a corto, mediano y largo plazo). Con esto han logrado paulatinamente ir remediando la calidad ambiental de aquellas áreas que estaban fuertemente afectadas por la eutroficación, disminuyendo significativamente la cantidad de fósforo total en el agua y parte del problema con las floraciones de cianobacterias, el trabajo de disminuir los aportes de fósforo es permanente, ya que con el tiempo han visto que el manejo de las fuentes de aporte puntuales es más efectivo que el de él fósforo disuelto aportado desde la cuenca por procesos de fertilización. Primero definieron las áreas de preocupación, luego se plantearon un plan para mejorar la calidad de cada una de esas áreas y un plan de trabajo mancomunado entre las autoridades y la ciudadanía.

Las medidas de manejo adoptadas por Canadá y Estados Unidos además de la limitación a las descargas de nutrientes realizan un fuerte programa de educación a la población y todos los usuarios del lago, para hacerlos partícipes de su entorno. Se postula que para un manejo efectivo de la normativa los organismos gubernamentales reguladores, articuladores y fiscalizadores deberán complementar sus esfuerzos e incluir a todos los usuarios involucrados con la reglamentación y no solo orientar las medidas de manejo a los productores sino también a la ciudadanía.



Las leyes o normas que se sugiere revisar e incluir modificaciones son:

El DS 90/2000 el cual norma la emisión de residuos líquidos industriales (RILES), se sugiere primeramente incorporar la **capacidad de carga** de los sistemas acuáticos principalmente **lacustres** donde se descargan los RILES. Ya que la normativa solo incluye el caudal y concentración de las descargas, y no considera la capacidad de carga. Los lagos son **acumuladores** de todas las sustancias disueltas en agua que surjan de los usos de su cuenca.

Segundo: Las capacidades de carga a establecer, dependerán de cada sistema acuático en particular.

Tercero: Se sugiere buscar vías colaborativas de mejorar los mecanismos de control de la normativa, ya que se contempla como medida principal de regulación el “autocontrol”, es decir, cada fuente de emisora debe realizar un monitoreo propio y reportarlo a la Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS), aún cuando la SISS realiza monitoreos de las fuentes emisoras, estos son programados.

Cuarto: Incluir en la normativa que las actividades emisoras deberán tender a ir cada vez vertiendo menos residuos a los lagos, y que en fuentes de agua ya sea dulce o salada se emitan la menor cantidad de contaminantes. Dadas las capacidades humanas y tecnológicas actuales, y a las cuales será posible aspirar en el futuro debería incentivarse al productor a generar los mínimos residuos a ser lo más eficiente y ambientalmente sustentable (http://www.dga.cl/administracionrecursoshidricos/Documents/DTO_90_07_MAR_2001.pdf).

La ordenanza SISS N°3104 de los **aliviaderos de tormentas** de sanitarias u otras fuentes emisoras debe revisarse y buscar modificarla, si bien no es deseable bajo ningún punto de vista que las aguas servidas resurjan a las viviendas en caso de lluvias excesivas o problemas con el tratamiento, las **empresas sanitarias** deberían considerar en su proyecto técnicos espacios en tierra, como zonas de decantación o humedales artificiales como zona de retención de desechos domiciliarios previo a caer a un sistema acuático. Dado que entrega una holgura al sistema de tratamiento que va en desmedro de los bienes nacionales de uso público. Un ejemplo extremo de hasta donde se puede llegar con el uso de los aliviaderos de tormentas es la bahía de Puerto Varas, donde la empresa sanitaria uso en varias oportunidades este by pass, generándose finalmente efectos negativos en la calidad ambiental (se describe el efecto de crecimiento algal en playa contigua al aliviadero de calle Sta. Rosa), lo cual después de gestiones municipales y de la SISS, los tribunales ambientales sancionaron el mal uso del aliviadero de tormentas. Pero es conocido que es menos costoso y simple no contaminar que limpiar o remediar un área contaminada y siempre se corre el riesgo de no lograr volver al estado inicial o de menor impacto. Los lagos son cuerpos acumuladores de todo lo que transporte el agua, con una capacidad limitada de reciclar lo que ingrese, por lo que el efecto acumulativo siempre debe ser considerado y **limitar** lo más posible las **descargas de materia organica** y más aún con alto contenido **bacteriológico**. Limita sustancialmente los posibles usos asociados al recurso hídrico donde se producirán las decargas.



Se debería incluir en la LGBMA que todas las actividades productivas que se emplacen en las cuencas de ríos, lagos y marinas, se reporten al SEA entregando su georreferenciación, proyecto técnico y que entreguen datos del volumen y caracterización de sus residuos. De otro modo, cuando el estado quiera evaluar la capacidad de carga de un sistema o se quiera realizar planificación territorial no se contará con toda la información necesaria para obtener resultados fidedignos. Se debería eliminar el carácter de voluntario para ingresar al SEA de la ley. Sin este ingreso de información al sistema de planificación o estudios para el estado, al menos encarece o dificulta la posibilidad de conocer todas las actividades que se emplazan en torno al recurso hídrico, y con ello sus posibles aportes de nutrientes u otros contaminantes que ingresarán a los cuerpos de agua producto de las descargas de residuos o modificaciones al uso de suelo que sucederán a las actividades antrópicas. Toda actividad antrópica genera desechos, **ninguna actividad debería quedar fuera del SEA**, se pierde el control de las actividades que se realizan en el territorio. Es estratégico contar con esa información sistematizada para uso del estado.

Por otro lado, la Ley General de Servicios Sanitarios DFL N°382 en lo que concierne al MINVU donde debe gestionar la ampliación de las zonas urbanas, lo cual implica la incorporación de mayor población al sistema de saneamiento ambiental debe tener en consideración que en el caso de las ciudades donde el sistema de saneamiento ambiental este colapsado o al límite, no respecto del proyecto técnico sino en la práctica, no debería incorporarse a la misma red de alcantarillado y tratamiento. Se debe revisar ya que el problema de las aguas lluvias si bien concierne al MOP DOH va más allá de un tema de transporte de agua de un punto A a un punto B, sino que en las ciudades muchas veces ya hay capacidad de infiltración de la tierra por estar impermeabilizado el suelo con cubierta de cemento. Se deben considerar áreas de drenaje y encause de aguas lluvias de manera natural, para facilitar el trabajo de los sistemas hidráulicos.

A la CPS del RAMA se sugiere incorporar estudios de corrientes específicos para conocer cuáles serían las posibles áreas de decantación de los centros de cultivo y fijar luego las estaciones de monitoreo de INFAS sabiendo cual es el área de sedimentación y pudiendo establecer áreas control en sitios con nula o menor influencia de dicha actividad.

La fiscalización es un punto clave para el cumplimiento de las normas y una mayor fiscalización de las actividades antrópicas, tanto de los residuos que se emiten, como de su producción.

Los primeros fiscalizadores deberían ser los propios usuarios, los ciudadanos, por ello, la educación ambiental enfatizando respecto a las normas que deben cumplir viviendo en un determinado lugar, y los beneficios comunes que nos aporta seguirlas.

Finalmente es posible ver que se deben realizar esfuerzos mancomunados tanto a corto como largo plazo en Chile para llegar a tener una población civil y empresarial ambientalmente educada, que sea capaz de respetar las normas y no solo disfrutar de los servicios ecosistémicos o los beneficios de la producción según corresponda.



4.2. Objetivo específico 2

Caracterizar ambientalmente los lagos Ranco, Puyehue, Rupanco, Llanquihue, Chapo, Popetán, Huillínco, Cucao, Natri, Tarahuín, Tepuhueico, San Antonio, Yelcho, Riesco, y Sofía.

4.2.1. Lago Ranco

4.2.1.1. Variables fisicoquímicas de la columna de agua

La temperatura del agua en el lago Ranco evidenció una columna de agua estratificada, con un marcado epilimnion, característica típica para época de primavera (Figura 5). En superficie, la temperatura osciló de 13,6 a 15,8 °C entre estaciones, para luego descender en profundidad, alcanzando valores cercanos a 10,5 °C. De igual forma, el oxígeno en la capa superficial presentó menores concentraciones, para después aumentar alrededor de los 15 m y descender finalmente, no obstante, el lago Ranco se encontró bien oxigenado a través de toda su columna de agua.

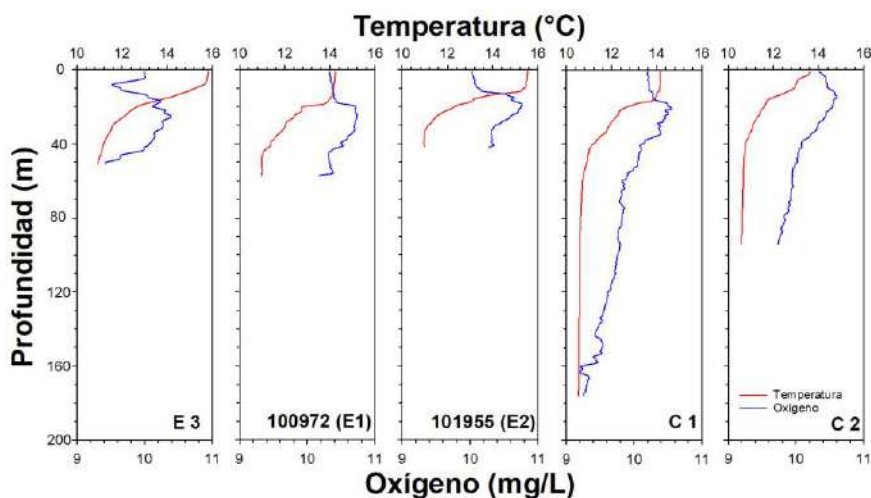


Figura 5. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en la columna de agua de las estaciones E3, 100972 (E1), 101955 (E2), C1 y C2 del lago Ranco en primavera del 2017.

El nitrógeno total en el lago Ranco estuvo conformado en su mayoría por su componente orgánico (Figura 6). En relación a sus formas inorgánicas, en general el N-NO_3 se encontró bajo el límite de detección ($< 2 \mu\text{g/L}$) en estratos inferiores a 40 m para el caso de estaciones menos profundas (E3 y 100972 (E1)) y a 80 m en las estaciones más profundas (C1 y C2), exceptuando la estación 101955 (E2) que presentó concentraciones que oscilaron entre 4,6 y 8,7 $\mu\text{g/L}$ a través de la columna de agua. Mientras que el N-NH_4 y N-NO_2 estuvieron bajo el límite de detección, a excepción por el amonio en los primeros metros de profundidad en la estación E3.

Para el caso del PT y P-PO_4 se encontraron mayoritariamente bajo el límite de detección o presentaron concentraciones que no superaron los 6,4 y 2,6 $\mu\text{g/L}$, respectivamente.

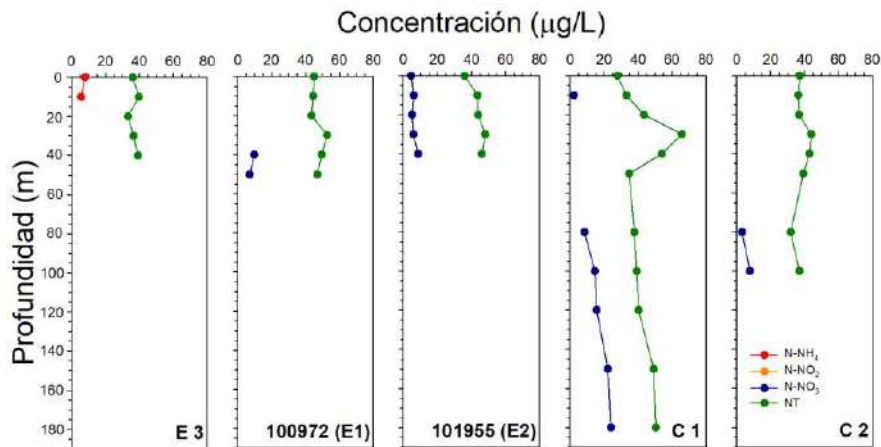


Figura 6. Perfiles de N-NH₄, N-NO₂, N-NO₃ y NT en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Ranco en primavera del 2017.

4.2.1.2. Variables biológicas de la columna de agua

En el lago Ranco se registraron 30 taxa, de los cuales 16 correspondieron a diatomeas (phylum Bacillariophyta), 2 clorófitas (phylum Chlorophyta), 6 carófitas (phylum Charophyta) 1 cianobacteria (phylum Cyanobacteria), 3 dinoflagelados (phylum Dinophyta), 1 euglena (phylum Euglenophyta) y 1 cryptomona (phylum Cryptophyta). La estación con mayor riqueza de taxa fue C1 con 14 taxones (Tabla anexo). Los taxa más abundantes fueron las diatomeas con más de un 90% de la abundancia relativa por estación de muestreo. Por otro lado, las cryptomonas representaron solo un 2% en la estación E2. Además, estuvieron presentes euglenas en todas las estaciones de muestreo, aunque en baja proporción (Figura 7). Las principales representantes del fitoplancton fueron las diatomeas *Fragillaria crotonensis* y *Tabellaria flocculosa*, seguido de *Aulacoseira granulata* (Anexo tablas).

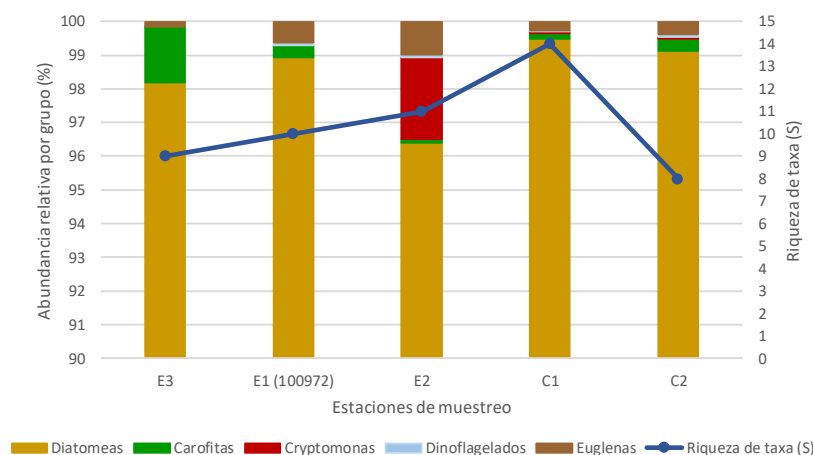


Figura 7. Estructura de la comunidad fitoplanctónica por grupo (phylum) y riqueza de taxa en las estaciones de muestreo del lago Ranco.

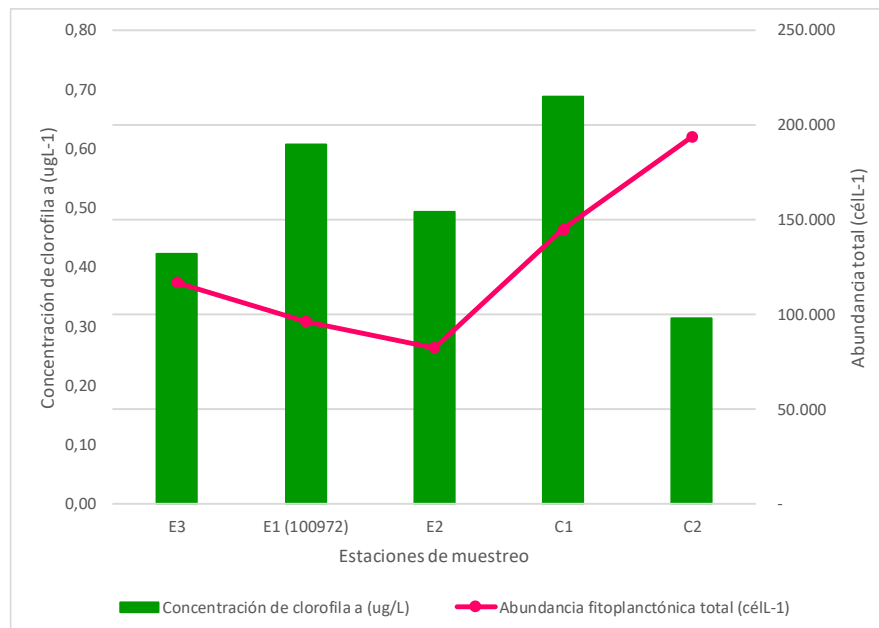


Figura 8. Abundancia fitoplanct3nica y concentraci3n de clorofila a en el Lago Ranco.

La concentraci3n de clorofila a en el lago Ranco oscil3 entre 0,31 y 0,69 ugL⁻¹ encontr3ndose dentro del rango descrito como ultra oligotr3fico con valores bajo 1 ugL⁻¹. La abundancia fitoplanct3nica super3 levemente las 200.000 c3ll-L⁻¹ (Figura 8).

Tabla 2. Clasificaci3n taxon3mica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanct3nicos en el lago Ranco.

Lago Ranco					E3	E1	E2	C1	C2
Phylum	Clase	Orden	Familia	Taxon	IndL ⁻¹	IndL ⁻¹	IndL ⁻¹	IndL ⁻¹	IndL ⁻¹
Crustacea	Hexanauplia	Calanoida	Centropagidae	<i>Boeckella gracilipes</i>	0,746	0,942	1,044	1,648	1,574
				hembra con huevos	0,024	0,005	0	0,009	0,005
			Diaptomidae	<i>Tumediaptomus diabolicus</i>	0,006	0,297	0,056	0,162	0,065
				hembra con huevos	0	0	0,003	0,065	0
		Cyclopoida	Cyclopidae	<i>Mesocyclops longisetus</i>	0,346	0,325	0,269	0,408	0,306
				Nauplius	0	0,009	0,013	0,009	0
	Anomopoda	Daphniidae		<i>Daphnia ambigua</i>	0	0,005	0	0,009	0
				<i>Daphnia pulex</i>	0,036	0	0,003	0,005	0
		Bosminidae		<i>Bosmina (Linderebosmina) hagmanni</i>	0	0,005	0,003	0	0
					0	0,172	0,053	0	0,019
Rotifera	Monogononta	Ploima	Filiniidae	<i>Filinia longiseta</i>	0	0,172	0,053	0	0,019
Abundancia total					1,158	1,759	1,449	2,316	1,968
Riqueza de Taxa					4	6	6	5	4

En el lago Ranco se encontraron 7 diferentes especies de organismos zooplanct3nicos, siendo 6 de ellos del phylum Crustacea (crust3ceos) y 1 del phylum Rotifera (rot3fero), adem3s de estadios larvales de crust3ceos de la clase hexanauplia, denominados nauplius. La riqueza de taxa (el n3mero de especies o g3neros observados por muestra), tuvo poca variaci3n entre las estaciones de



muestreo, oscilando entre 4 y 6 especies, más nauplius. La especie más abundante fue *Boeckella gracilipes*. Los crustáceos calanoideos presentaron hembras con huevos. La abundancia zooplanctónica fluctuó entre 1,449 y 2,316 indL⁻¹ (Tabla 2).

4.2.1.3. Variables fisicoquímicas del sedimento

El análisis textural del sedimento en la estación 101955 (E2) estuvo compuesto por altos porcentajes de fango (entre ~70 y 95 %). En tanto, en la estación E3, en un grupo de muestras la arena predominó (~70%), y el otro grupo estuvo mayormente dominado por fango (entre ~80 y 100 %) (Figura 9).

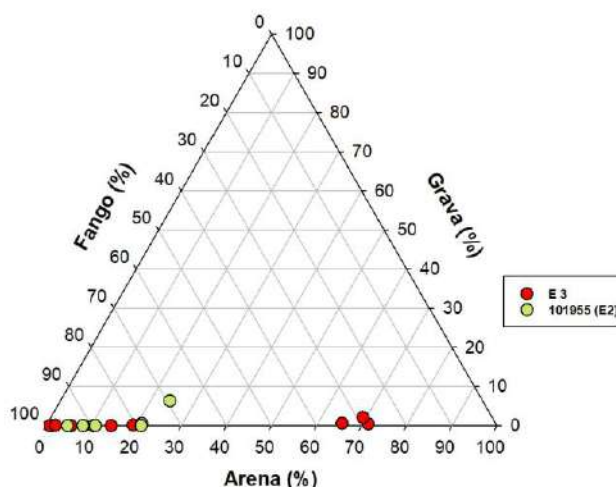


Figura 9. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones E3 y 101955 (E2) del lago Ranco.

4.2.2. Lago Puyehue

4.2.2.1. Variables fisicoquímicas de la columna de agua

El perfil de temperatura en la columna de agua del lago Puyehue fue relativamente homogéneo (Figura 10), sin embargo en los primeros metros se registró mayores temperatura, evidenciando el comienzo de la estratificación de la columna de agua. En el lago Puyehue la columna de agua se encontró oxigenada, con valores que superaron los 10,1 mg/L.

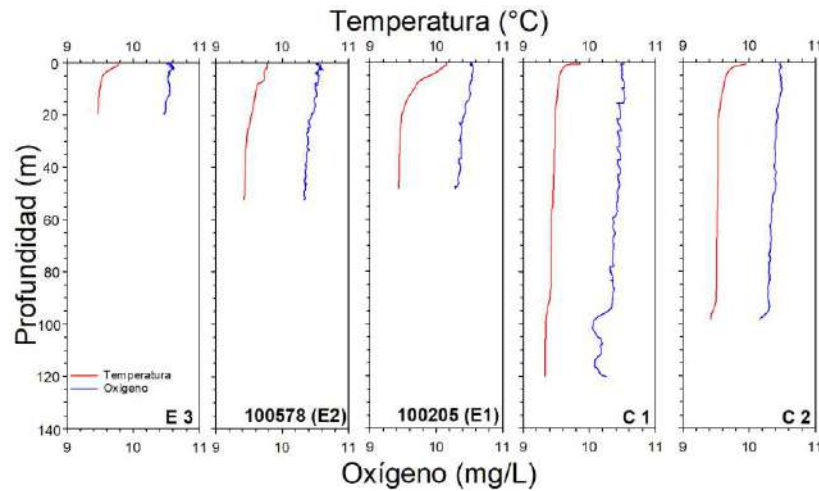


Figura 10. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en la columna de agua de las estaciones E3, 100578 (E2), 100205 (E1), C1 y C2 del lago Puyehue en invierno del 2017.

El nitrógeno total osciló entre 127,6 y 167,5 $\mu\text{g/L}$ en la columna de agua (Figura 11), y se encontró compuesto mayoritariamente por sus formas inorgánicas. El N-NO_3 fue el mayor constituyente inorgánico del nitrógeno, con concentraciones que fueron de 93,4 a 128,5 $\mu\text{g/L}$. En lo que respecta a las concentraciones de N-NH_4 y N-NO_2 en la mayoría de los casos se encontraron bajo el límite de detección, a excepción por las concentraciones registradas en la estación E3.

Las concentraciones de fósforo total estuvieron mayoritariamente bajo el límite de detección ($< 5 \mu\text{g/L}$), mientras que el P-PO_4 no superó los 2,7 $\mu\text{g/L}$ o se encontró bajo el límite de detección ($< 2 \mu\text{g/L}$).

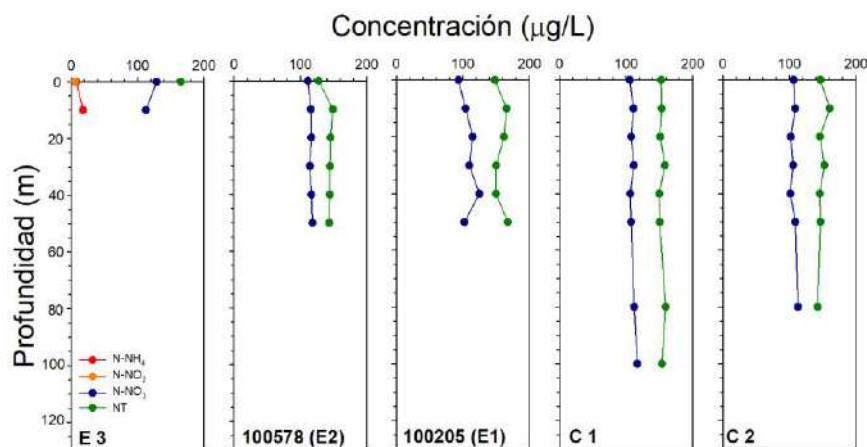


Figura 11. Perfiles de N-NH_4 , N-NO_2 , N-NO_3 y NT en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Puyehue en invierno del 2017.

4.2.2.2. Variables biológicas de la columna de agua

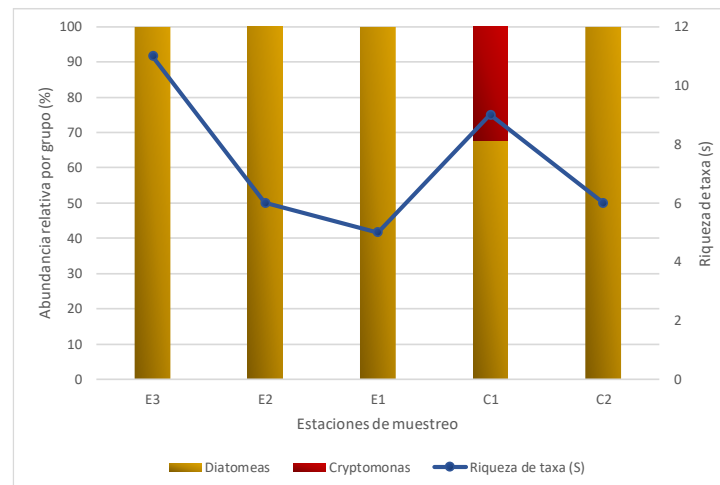


Figura 12. Estructura de la comunidad fitoplanct3nica por grupo (phylum) y riqueza de taxa en las estaciones de muestreo del lago Puyehue.

En el lago Puyehue se registraron 16 taxa, de los cuales fueron 13 diatomeas, 1 cryptomona, y 1 dinoflagelado. La estaci3n con mayor riqueza de taxa fue E3 (Anexo tablas). La estructura de la comunidad fitoplanct3nica durante invierno de 2017 en el lago Puyehue estuvo dominada por diatomeas, y solamente en la estaci3n C1 se registraron cryptomonas con abundancia relativa sobre un 30% (Figura 12). Cabe destacar que la solo las diatomeas y cryptomonas tuvieron representatividad num3rica, y los dinoflagelados presentes solo en muestras cualitativas (Anexo tablas).

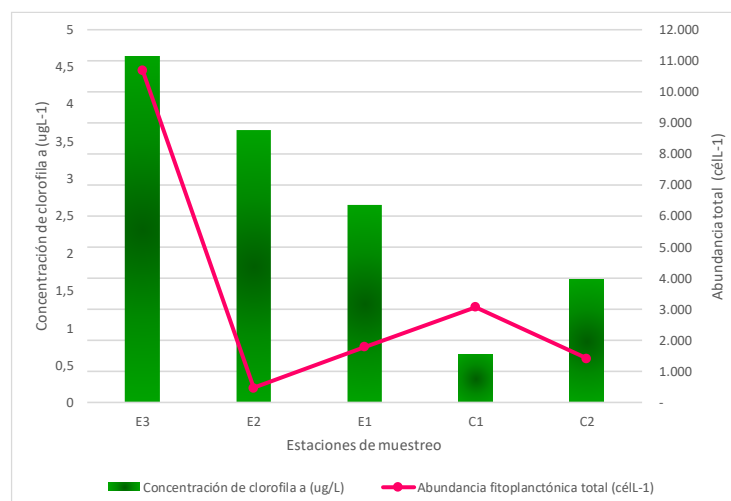


Figura 13. Abundancia fitoplanct3nica y concentraci3n de clorofila a en el Lago Puyehue.

En el lago Puyehue, la concentraci3n de clorofila a fluctu3 entre la ultra-oligotrof3a ($<1\mu\text{g/L}$) en C1 hasta la mesotrof3a en E2 y E3 (3 a $10\mu\text{g/L}$). La columna de agua que el fitoplancton, registr3 una



baja abundancia fitoplanct3nica. Las diatomeas predominantes fueron *Aulacoseira granulata* y *Cyclotella* sp (Figura 13).

Tabla 3. Clasificaci3n taxon3mica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanct3nicos en el lago Puyehue.

Lago Puyehue					E3	E2	E1	C1	C2
Phylum	Clase	Orden	Familia	Taxon	IndL-1	IndL-1	IndL-1	IndL-1	IndL-1
			Diaptomidae	<i>Tumeodiaptomus diabolicus</i>	0,984	1,723	2,122	1,374	1,151
				hembra con huevos	0,019	0,008	0,006	0,037	0,040
		Cyclopoida	Cyclopidae	<i>Mesocyclops longisetus</i>	0,186	0,338	0,089	0,149	0,099
				hembra con huevos	0	0,004	0	0	0,003
				<i>Metacyclops mendocinus</i>	0	0	0	0	0,040
				hembra con huevos	0	0	0	0	0,003
		Harpacticoida	Canthocamptidae	Nauplius	0,241	0,004	0	0	0,013
		Branchiopoda	Anomopoda	Daphniidae	<i>Daphnia pulex</i>	0	0,919	0,312	0,186
					Abundancia total	1,430	2,996	2,529	1,745
				Riqueza de Taxa	2	3	3	3	4

En el lago Puyehue se encontraron 4 especies de microcrust3ceos m3s estadios naupliares de microcrust3ceos. Se destac3 la estaci3n C2 donde fue posible registrar hembras con huevos de todos los microcrust3ceos observados. La riqueza fluctu3 entre 2 y 4 especies por estaci3n. *Tumeodiaptomus diabolicus* fue la especie m3s representativa y abundante en la columna de agua, as3 tambi3n en todas las estaciones de muestreo se registraron hembras con huevos de esta especie. La abundancia total oscil3 entre 1,419 y 2,996 indL-1 (Tabla 3). Siendo E2 la estaci3n con mayor abundancia zooplanct3nica.

4.2.2.3. Variables fisicoqu3micas del sedimento

La estaci3n 100578, presenta un sedimento con altos porcentajes de arena, en tanto la composici3n textural del sedimento en la estaci3n 100205 est3 compuesta mayormente de fango. Aquello puede estar asociado a las caracter3sticas hidrodin3micas propias de cada sector (Figura 14).

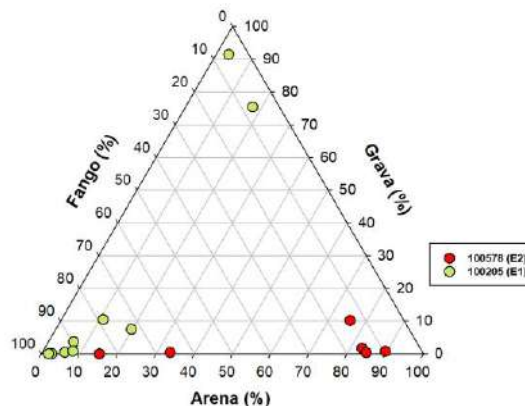


Figura 14. Clasificaci3n textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones 100578 (E2) y 100205 (E1) del lago Puyehue.



4.2.3. Lago Rupanco

4.2.3.1. Variables fisicoquímicas de la columna de agua

En la columna de agua del lago Chapo la temperatura fue en su mayoría homogénea, encontrándose alrededor de los 10,3 °C (Figura 15). Situación similar se observó con las concentraciones de oxígeno en la mayoría de las estaciones, a excepción de las estaciones 101851 y C2, donde se observó un descenso en sus concentraciones a mayor profundidad.

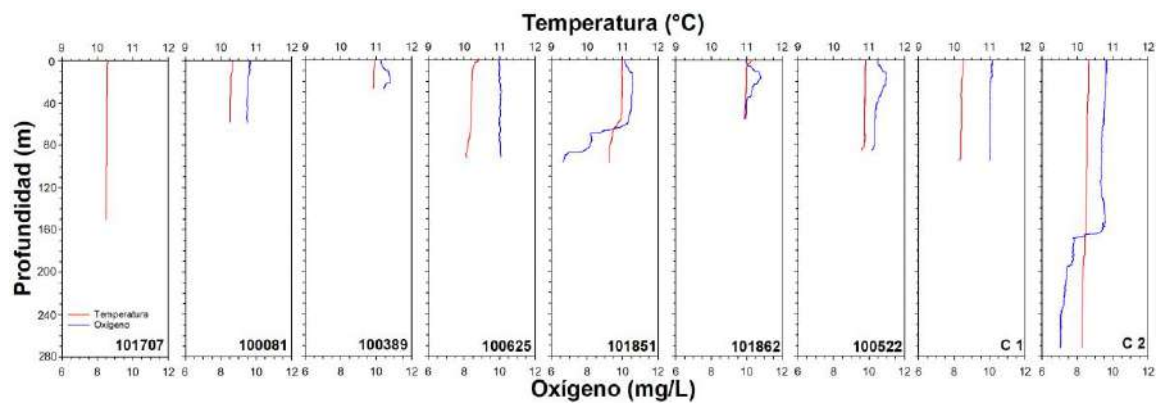


Figura 15. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Rupanco en invierno del 2017.

Las concentraciones de nitr3geno total fueron de 39,3 a 83,2 µg/L (Figura 16). La conformaci3n del NT fue variable entre estaciones, ya que en las estaciones 101707, 100081, 100625, C1 y C2 se encontr3 conformada principalmente por sus componentes inorgánicos, mientras que en el resto de las estaciones estudiadas en el lago Rupanco estuvieron constituidas mayoritariamente por la forma orgánica. Las concentraciones de N-NO₃ fueron de 5,7 a 63,4 µg/L, mientras que el N-NH₄ oscil3 entre 5,2 y 18,7 µg/L, sin embargo, en varias profundidades las concentraciones estuvieron bajo el límite de detecci3n. En tanto el N-NO₂ estuvo bajo el límite de detecci3n (< 2 µg/L) en todas las estaciones estudiadas.

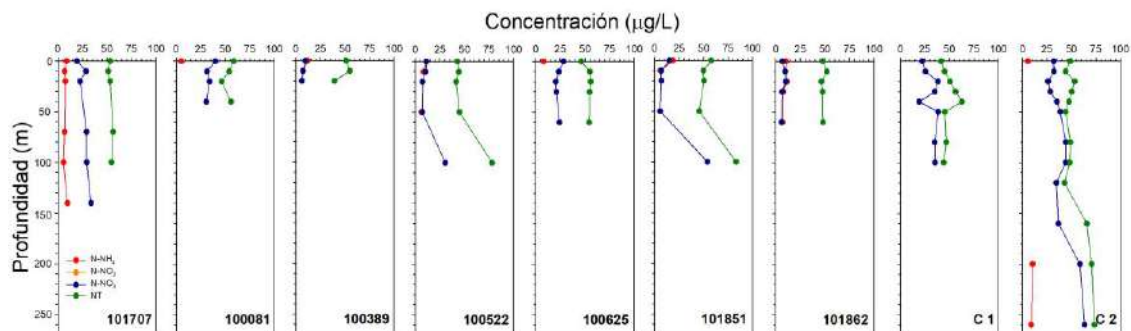


Figura 16. Perfiles de N-NH₄, N-NO₂, N-NO₃ y NT en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Rupanco en invierno del 2017.



En relación al fósforo, la mayoría de las concentraciones de PT se encontraron bajo el límite de detección (Figura 17). Mientras que el P-PO₄ osciló entre 2 y 5,4 µg/L, sin embargo, en numerosas profundidades las concentraciones se encontraron bajo el límite de detección.

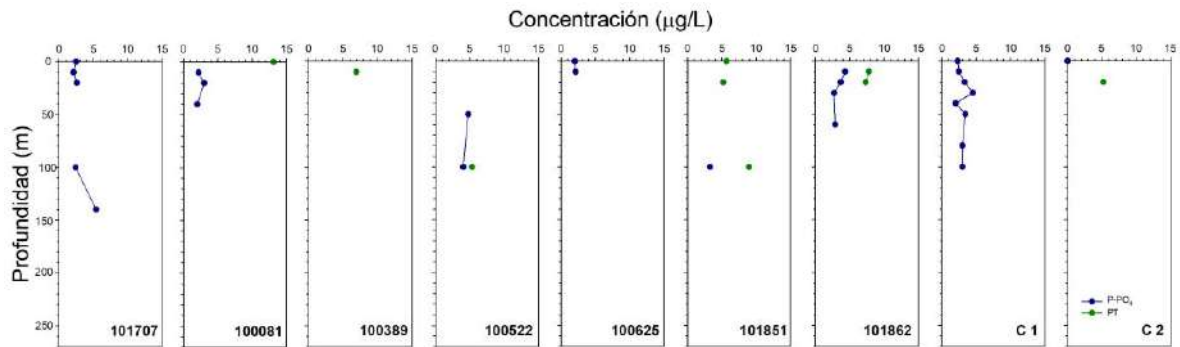


Figura 17. Perfiles de P-PO₄ y PT en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Rupanco en invierno del 2017.

4.2.3.2. Variables biológicas de la columna de agua

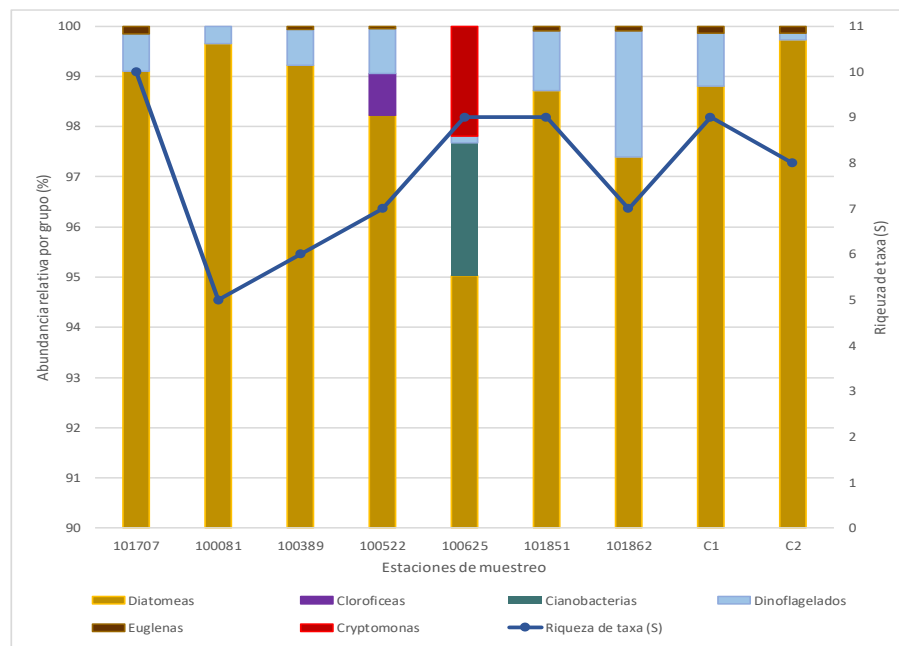


Figura 18. Estructura de la comunidad fitoplanctónica por grupo (phylum) y riqueza de taxa en las estaciones de muestreo del lago Rupanco.



En el lago Rupanco, se registraron 18 taxa siendo 9 diatomeas, 4 clor3fitas, 1 cianobacteria, 2 dinoflagelados, 1 euglena y 1 cryptomona. La estaci3n con mayor riqueza de taxa fue 101707 (Anexo tabla). La estructura de la comunidad fitoplanct3nica en el lago Rupanco, estuvo dominada en m1s de un 95% por diatomeas y entre 1 a 3% de dinoflagelados, particularmente en la estaci3n 100625 se registraron cianobacterias con un 3% de la abundancia relativa junto con cryptomonas. Por otro lado, en la estaci3n 100522 estuvieron presentes las clor3fitas con no m1s de 1% (Figura 18).

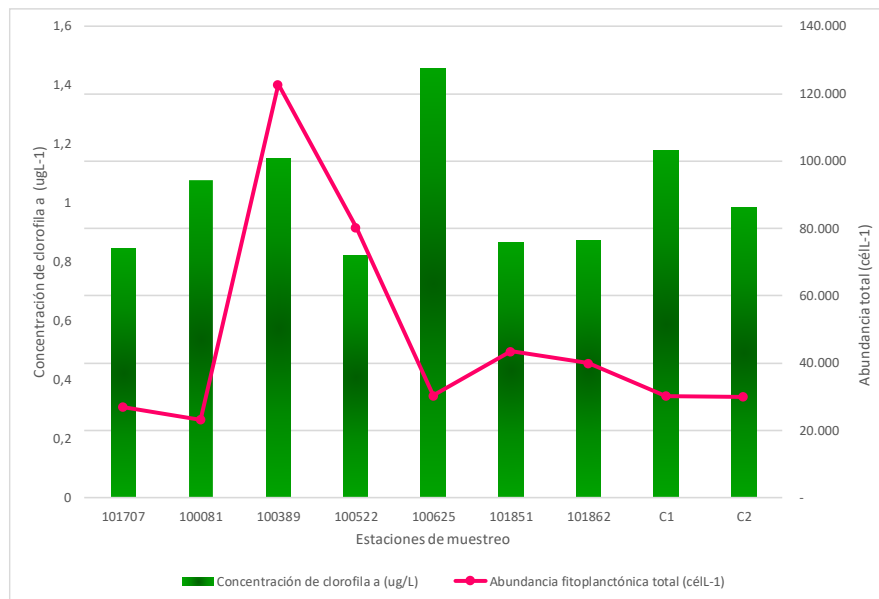


Figura 19. Abundancia fitoplanct3nica y concentraci3n de clorofila a en el Lago Rupanco.

La concentraci3n de clorofila a se encontr3 dentro del rango oligotr3fico entre 1 y 3 ug-L⁻¹ mayormente (Figura 19). La abundancia fitoplanct3nica se mantuvo entre 20.000 a 40.000 c3ll-L⁻¹ en la mayor parte de las estaciones salvo en 100389 donde alcanz3 las 122.826 c3ll-L⁻¹ (Anexo tablas).

Tabla 4. Clasificaci3n taxon3mica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanct3nicos en el lago Rupanco.

Lago Rupanco					101707	100081	100389	100522	100625	101851	101862	C1	C2				
Phylum	Clase	Orden	Familia	Taxon	IndL-1	IndL-1	IndL-1	IndL-1	IndL-1	IndL-1	IndL-1	IndL-1	IndL-1				
Crustacea	Hexanauplia	Calanoida	Diaptomidae	Tumeodiaptomus diabolicus	0,286	0,634	1,621	0,446	1,054	0,329	0,357	0	0,399				
				hembra con huevos	0,028	0,070	0,328	0,028	0,056	0,050	0,056	0,014	0,019				
				Mesocyclops longisetus	0,294	0,223	0,507	0,196	0,251	0,157	0,288	0,111	0,478				
				hembra con huevos	0	0	0,020	0	0,008	0	0	0	0				
				Metacyclops mendocinus	0,111	0,104	0,129	0	0,127	0,056	0,037	0,060	0,172				
				Nauplius	0,012	0,007	0,209	0	0,008	0	0	0	0				
				Daphnia pulex	0,271	0,397	1,482	0,190	0,541	0,443	0,135	0,223	0,167				
				Bosminidae	0,016	0	0,209	0,093	0	0,109	0,162	0	0,005				
				Brachionidae	0	0	0,010	0	0	0	0	0	0				
Rotifera	Monogononta	Ploima	Gnesiotrocha	Conochilidae	0	0,014	0	0	0,008	0	0	0	0				
				Filinae	0,123	0,091	1,164	0	0,029	0	0	0,019	0,093				
				Abundancia total					1,142	1,539	5,680	0,952	2,083	1,143	1,035	0,427	1,332
				Riqueza de Taxa					6	6	7	4	6	5	5	4	5



En el lago Rupanco se encontró una riqueza de 8 taxa conformada por: 5 crustáceos y 3 rotíferos, más estadios naupliares. Las especies que se presentaron en mayor abundancia fueron *Tumeodiaptomus diabolicus*, seguido de *Daphnia pulex*, *Mesocyclops longisetus* y *Filinia longiseta*. Se encontraron también hembras con huevo de *T. diabolicus* y *Mesocyclops longisetus*. La abundancia total fluctuó entre 0,427 IndL⁻¹ y 5,680 IndL⁻¹. Siendo la estación 100389 la que presentó la mayor riqueza de taxa, abundancia total, presencia de hembras con huevos y estadios nauplius (Tabla 4).

4.2.3.3. Variables fisicoquímicas del sedimento

La composición textural de las muestras de sedimento de la estación 100389, se conformaron por un lado de ~100 % de fango, y por otro grupo de muestras por arena (entre ~30-60 %). La estación 101862 estuvo compuesta principalmente por arena (Figura 20).

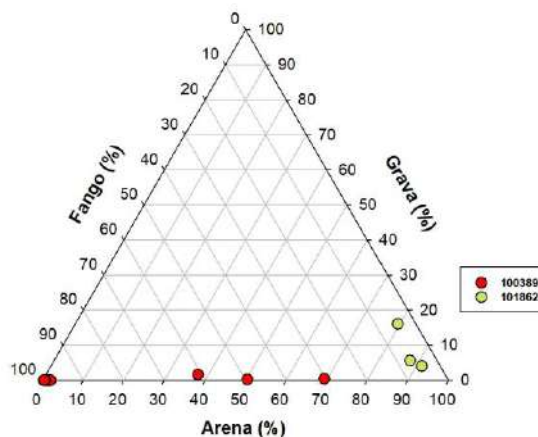


Figura 20. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones 100389 y 101862 del lago Rupanco.

4.2.4. Lago Llanquihue

4.2.4.1. Variables fisicoquímicas de la columna de agua

En el lago Llanquihue la temperatura fue homogénea en la columna de agua en la mayoría de las estaciones (Figura 21), exceptuando las más profundas (C1 y C2), en las cuales se evidenció un quiebre alrededor de los 70 m, para ir disminuyendo en profundidad. En general las concentraciones de oxígeno fueron homogéneas, salvo las estaciones 101866, 100510, 100507 y 100070, en las que oxígeno fue menor en superficie, para ir aumentando en profundidad.

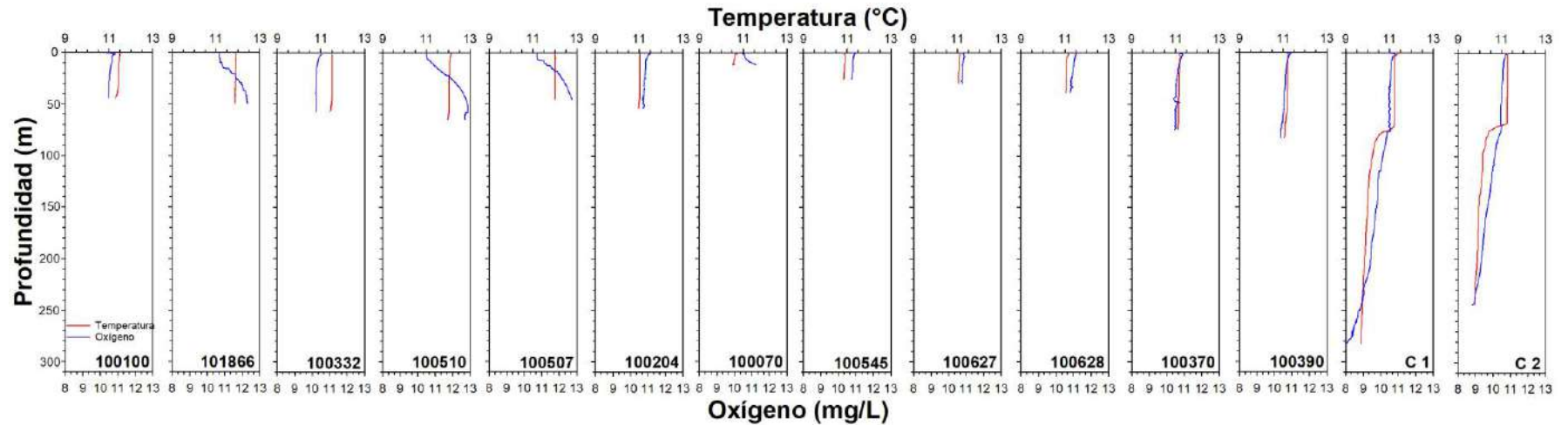


Figura 21. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Llanquihue en invierno del 2017.

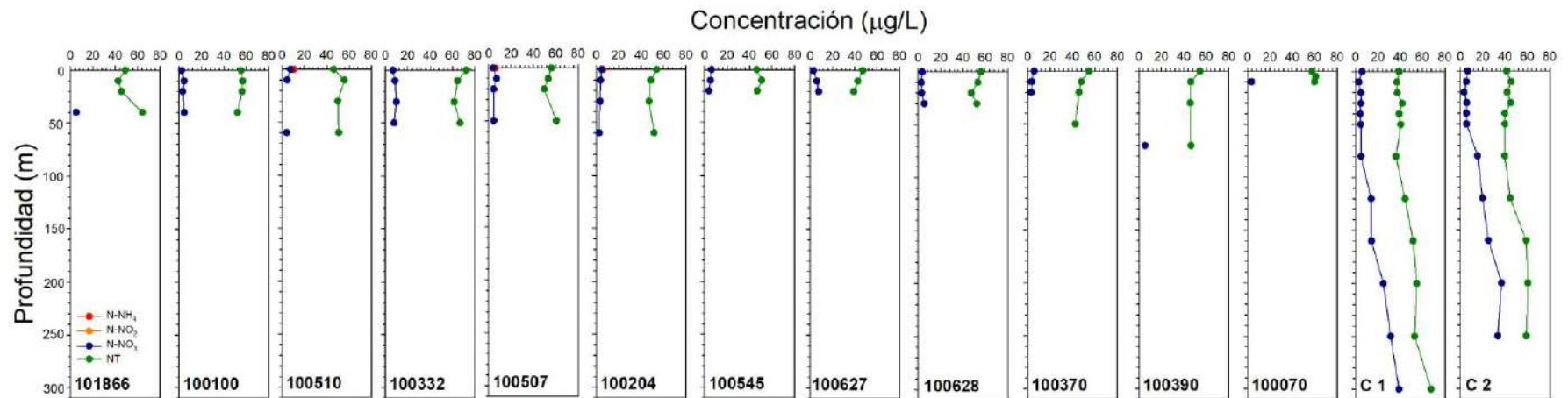


Figura 22. Perfiles de N-NH₄, N-NO₂, N-NO₃ y NT en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Llanquihue en invierno del 2017.



En la columna de agua del lago Llanquihue el NT varió entre 37,1 y 72,1 $\mu\text{g/L}$, el cual se encontró compuesto principalmente por nitrógeno orgánico (Figura 22). En relación a sus formas inorgánicas, el N-NO_3 presentó concentraciones inferiores a 10 $\mu\text{g/L}$ en estaciones con profundidades menores a 70 m, mientras que en estaciones más profundas (C1 y C2) se apreció un aumento de las concentraciones de N-NO_3 en profundidad. En cuanto a las concentraciones de N-NH_4 y N-NO_2 , se encontraron mayoritariamente bajo el límite de detección.

En tanto las concentraciones de P-PO_4 y PT se estuvieron bajo el límite de detección en la mayoría de las profundidades muestreadas en el lago Llanquihue.

4.2.4.2. Variables biológicas de la columna de agua

La estructura de la comunidad fitoplanctónica del lago Llanquihue, estuvo compuesta por 33 taxa, de los cuales 17 fueron diatomeas, 6 clorófitas, 3 carófitas, 3 dinoflagelados, 1 orófito, 1, cianobacteria y 1 cryptomona. La mayor riqueza se observó en la estación 100070 con 17 taxa. Las diatomeas constituyeron el grupo dominante del fitoplancton, siendo las principales *Aulacoserira granulata* y *Asterionella formosa* (Anexo tablas). Así también las clorófitas y carófitas fueron más abundantes en el área oeste del lago. Con un 2% de abundancia relativa se registraron las cianobacterias en la estación 100070 junto a orófitas, estas últimas podrían estar asociadas a abundancia de nutrientes de la estación Puerto Rosales (Figura 23).

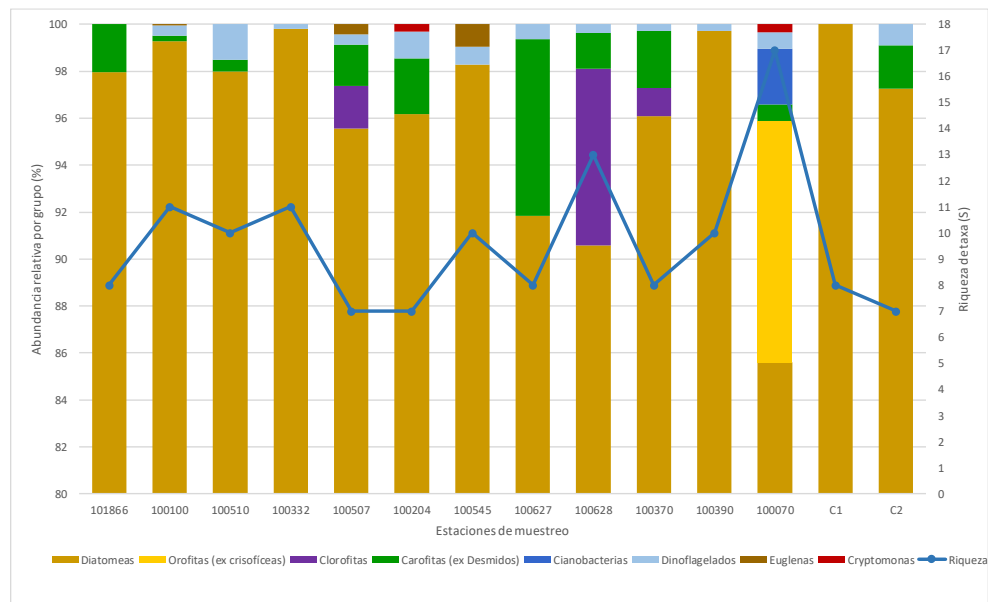


Figura 23. Estructura de la comunidad fitoplanctónica por grupo (phylum) y riqueza de taxa por estación de muestreo en el lago Llanquihue.

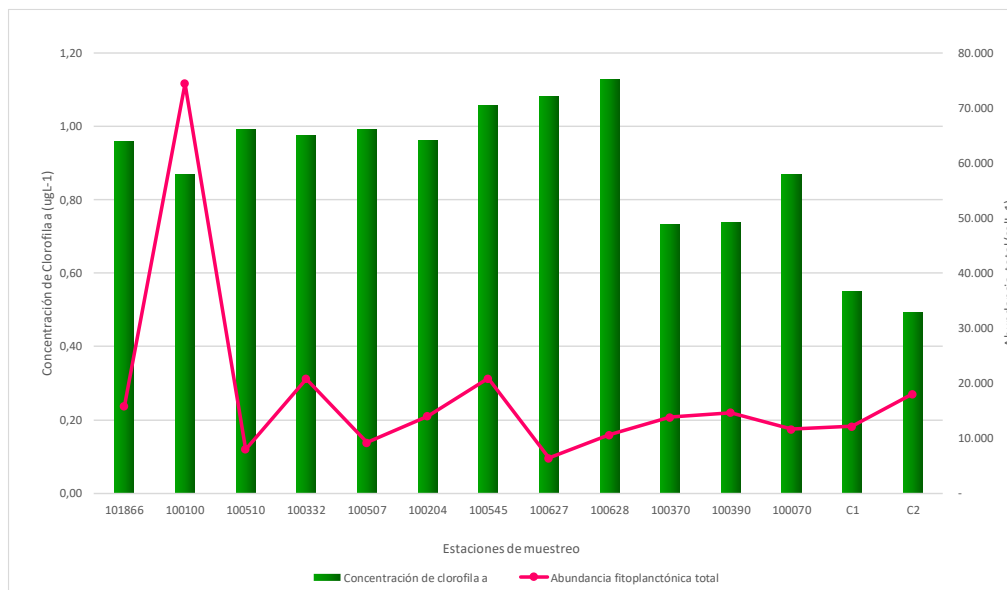


Figura 24. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila a en el Lago Llanquihue.

En la columna de agua, entre los 0 y 40 metros de profundidad, la concentración de clorofila a en el lago Llanquihue osciló entre 0,49 y 1,13 μgL^{-1} , dentro del rango considerado aguas ultra oligotrófica a oligotróficas ($<1\mu\text{gL}^{-1}$ y entre 1 y 3 μgL^{-1} respectivamente). Por otro lado, la abundancia fitoplanctónica osciló entre 6.376 y 74.477 célL^{-1} (Figura 24).

En el lago Llanquihue se encontraron en la columna de agua, 8 especies de organismos zooplanctónicos conformados por 7 crustáceos y 2 rotíferos, más nauplius. La abundancia zooplanctónica fue variable entre las diferentes estaciones de muestreo, las menores abundancias estuvieron generalmente asociadas a las estaciones del área nor este (Ensenada) y estaciones control oscilando entre 0,623 y 1,139 IndL^{-1} , del mismo modo las abundancias mayores se encontraron en el área norte, nor oeste y Puerto Rosales (comuna Puerto Varas) oscilando entre 1,147 y 6,497 IndL^{-1} . La especie que influyó en mayor grado con la abundancia total fue *Filinia longiseta* aportando al menos con el 50% del valor total, seguido de *Tumeodiaptomus diabolicus* incluidas las hembras ovígeras de la especie, luego *Boeckella gracilipes* y *Ceriodaphnia dubia*. La mayor abundancia se registró en la estación 100545 (Tabla 5).



Tabla 5. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Llanquihue.

Lago Llanquihue					101866	100100	100510	100332	100507	100204	100545	100627	100628	100370	100390	100070	C1	C2	
Phylum	Clase	Orden	Familia	Taxa	IndL-1	IndL-1	IndL-1	IndL-1	IndL-1	IndL-1	IndL-1	IndL-1	IndL-1	IndL-1	IndL-1	IndL-1	IndL-1	IndL-1	
Crustacea	Hexanauplia	Calanoida	Centropagidae	<i>Boeckella gracilipes</i>	0	0,282	0,416	1,176	0,127	0,334	0,446	0,995	0,080	0	0,262	0,227	0	0,101	
				hembra con huevos	0	0	0	0,015	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
			Diaptomidae	<i>Tumeodiaptomus diabolicus</i>	0,886	0,230	0,188	0,173	0,053	0,457	0,522	0,939	0,219	0,146	0,253	0,537	0,117	0,077	
				hembra con huevos	0,075	0,031	0,014	0,020	0,007	0,036	0,014	0,048	0,012	0,014	0,012	0,012	0,006	0	
		Cyclopoida	Cyclopidae	<i>Mesocyclops araucanus</i>	0,021	0,049	0,046	0,300	0,050	0,056	0,077	0,056	0,002	0,111	0,032	0,036	0,052	0,011	
				hembra con huevos	0,003	0	0	0	0	0,003	0	0	0	0,003	0	0	0	0	0
				Nauplius	0,003	0,011	0,030	0	0,026	0,011	0,070	0	0,002	0,022	0	0,107	0,010	0,007	
	Branchiopoda	Anomopoda	Daphniidae	<i>Daphnia pulex</i>	0,081	0,028	0,016	0	0,005	0,187	0,181	0,183	0,020	0,014	0,046	0,036	0,024	0,038	
				<i>Ceriodaphnia dubia</i>	0,149	0,637	0,471	1,161	0,062	0,293	0,634	0,163	0,034	0,114	0,095	0,143	0,231	0,262	
			Bosminidae	<i>Bosmina (Linderebosmina) chilensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,008	0,004	0	0	0,131	0	0	
				<i>Chidorus sphaericus</i>	0	0	0	0	0,002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rotifera	Monogononta	Gnesiotrocha	Conochilidae	<i>Conochilus unicornis</i>	0	0	0	0	0	0,003	0	0	0	0	0	0	0	0	
			Filinidae	<i>Filinia longiseta</i>	1,065	1,333	1,509	1,981	1,115	1,195	4,554	1,775	0,251	0,230	0,239	5,073	0,406	0,643	
				Número total de células por litro	2,283	2,601	2,690	4,828	1,447	2,574	6,497	4,166	0,623	0,652	0,940	6,303	0,846	1,139	
				Riqueza de Taxa	5	6	6	6	7	7	6	7	7	5	6	7	5	6	

4.2.4.3. Variables fisicoquímicas del sedimento

La composición textural de las muestras extraídas de la bahía en donde se ubica la concesión 100070 estuvo compuesta principalmente por fango. En tanto, en la estación 100100, un grupo de muestras se compuso por altos porcentajes de fango, y el otro por una mezcla grava-fango (Figura 25).

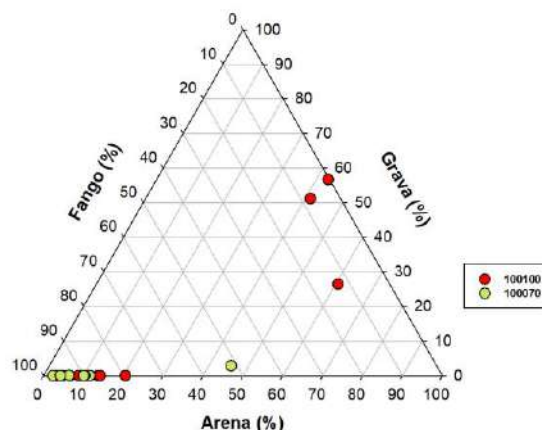


Figura 25. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones 100100 y 100070 del lago Llanquihue.

4.2.5. Lago Chapo

4.2.5.1. Variables fisicoquímicas de la columna de agua

El lago Chapo presentó una columna de agua estratificada (Figura 26), con temperaturas cercanas a los 13 °C en el epilimnion, descendiendo alrededor de los 50 m, sin formación de termoclina. La columna de agua se encontró bien oxigenada en superficie, para disminuir alrededor de los 50 m, hasta llegar a concentraciones cercanas a los 6 mg/L.

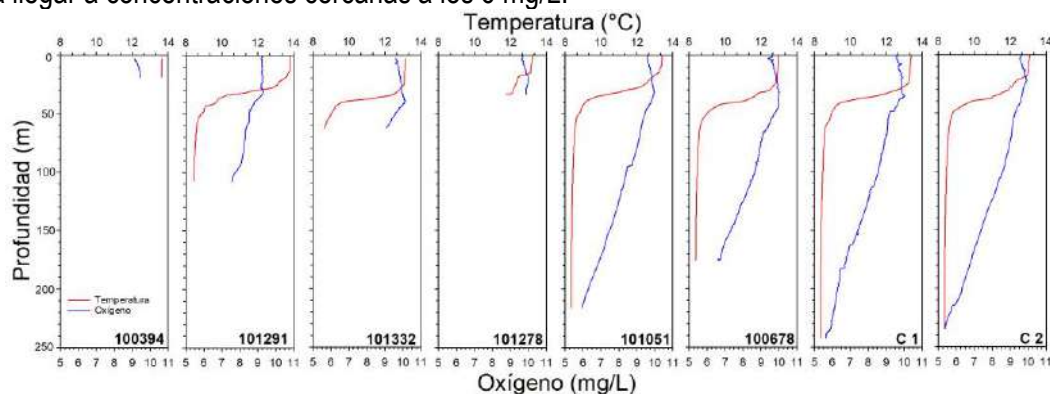


Figura 26. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en la columna de agua de las estaciones 100394, 101291, 101332, 101278, 101051, 100678, C1 y C2 del lago Chapo en otoño del 2017.

El NT en el lago Chapo fluctuó entre 37,3 y 102,4 $\mu\text{g/L}$ (Figura 27), su composición fue variable entre estaciones, ya que en las estaciones 100394, 101291, 101332 y 101278 el NT estuvo compuesto principalmente por nitrógeno orgánico en todas sus profundidades, a diferencia de lo observado en las estaciones 101051, 100678, C1 y C2, que a mayores profundidades el NT estuvo conformado

por su forma inorgánica. El N-NO_3 fue el principal constituyente inorgánico del NT en la columna de agua del lago Chapo. En general las concentraciones de N-NH_4 y N-NO_2 fueron muy bajas y se encontraron mayoritariamente bajo el límite de detección. De igual modo ocurre con el fósforo, ya que las concentraciones de P-PO_4 y PT en el lago Chapo fueron muy bajas en toda la columna de agua, encontrándose en la mayoría de los casos bajo el límite de detección, < 2 y < 5 $\mu\text{g/L}$, respectivamente.

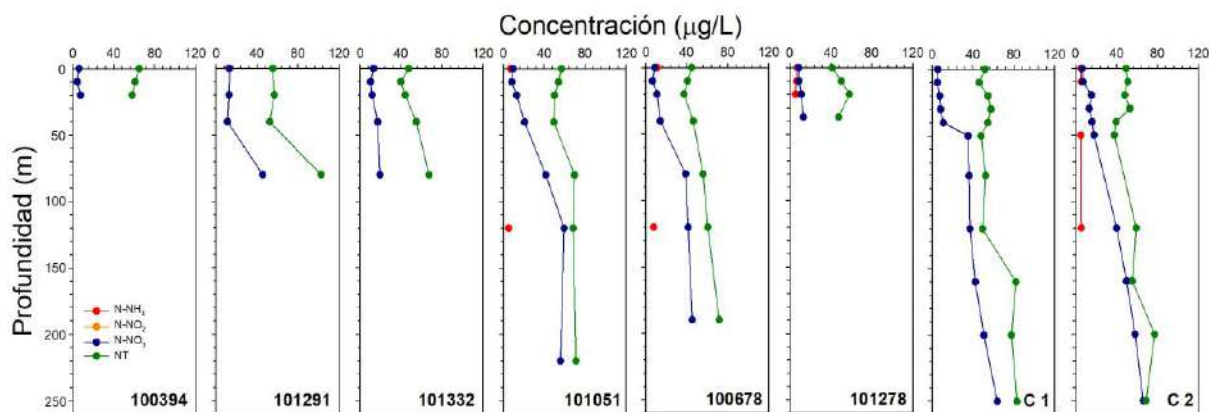


Figura 27. Perfiles de N-NH_4 , N-NO_2 , N-NO_3 y NT en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Chapo en otoño del 2017.

4.2.5.2. Variables biológicas de la columna de agua

La estructura de la comunidad fitoplanctónica en el lago Chapo constó de 24 taxa, de los cuales 10 fueron diatomeas, 6 clorófitas, 2 carófitas, 2 dinoflagelados, 2 cianobacterias, 1 orófito y 1 cryptomona. La columna de agua fue dominada por las diatomeas las cuales registraron en la mayoría de los casos más de un 60% de la abundancia relativa por estación, salvo en la estación 101051 donde las orófitas, clorófitas y diatomeas tuvieron alrededor de un 30% de representatividad numérica de la estación (Figura 28). Así también las cryptomonas y carófitas estuvieron presentes en 101332 y 101278. Cianobacterias fueron observadas en muestras de red (Anexo Tablas).

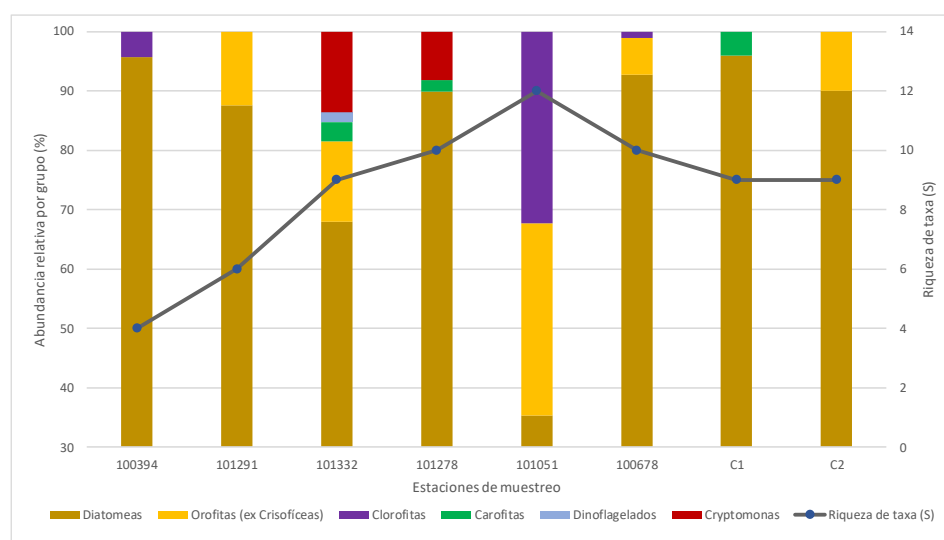


Figura 28. Estructura de la comunidad fitoplanctónica por grupo (phylum) y riqueza de taxa en las estaciones de muestreo del lago Chapo.

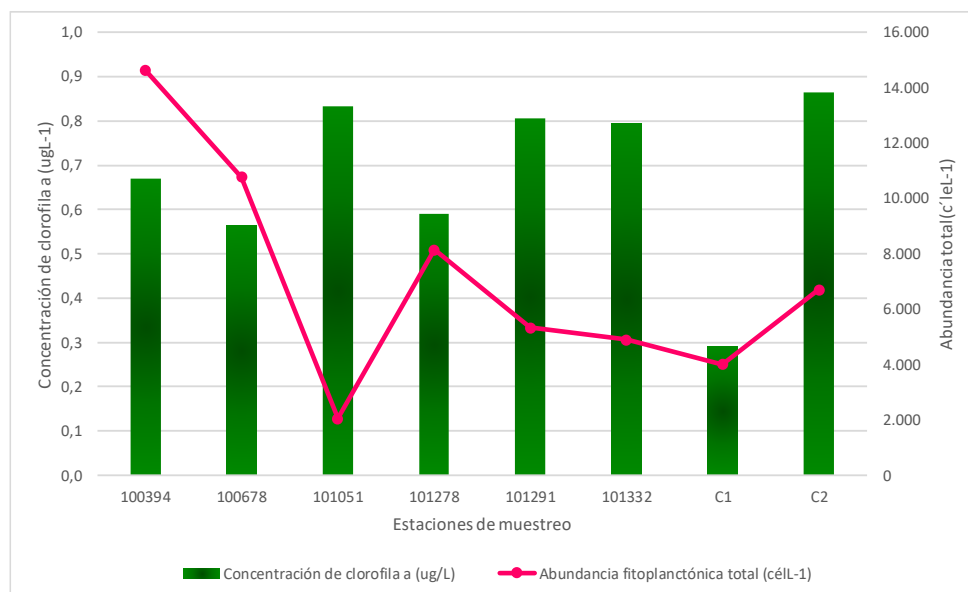


Figura 29. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila *a* en el Lago Chapo.

La concentración de clorofila *a* en el lago Chapo osciló entre 0,3 y 0,9 ugL⁻¹ no superando el rango de la ultra oligotrofia. La abundancia fitoplanctónica se mantuvo en torno a las 4.000 cél L⁻¹ generalmente, salvo en la estación 100394 la cual bordeó las 14.000 célL⁻¹ (Figura 29).

Tabla 6. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Chapo.

Lago Chapo					100394	101291	101332	101051	100678	101278	C1	C2			
Phylum	Clase	Orden	Familia	Taxon	IndL-1	IndL-1	IndL-1	IndL-1	IndL-1	IndL-1	IndL-1	IndL-1			
Crustacea	Hexanauplia	Cyclopoida	Cyclopidae	<i>Acanthocyclops vernalis</i>	0,014	0,016	0	0,016	0,011	0,046	0,014	0,037			
				<i>Mesocyclops araucanus</i>	0	0,111	0,066	0,097	0,150	0,130	0,097	0,101			
				<i>hembra con huevos</i>	0	0	0	0	0,006	0,009	0	0			
				<i>Nauplius</i>	0	0,012	0,007	0	0,017	0	0	0,005			
	Branchiopoda	Anomopoda	Daphniidae	<i>Daphnia pulex</i>	4,721	0,740	1,598	0,594	0,958	2,042	0,455	0,552			
				<i>Ceriodaphnia dubia</i>	0,097	0	0	0	0	0,149	0,009	0			
			Bosminidae	<i>Bosmina (Linderobosmina) chilensis</i>	0,334	0,084	0,033	0,133	0,106	0,195	0,107	0,085			
				Abundancia total				5,167	0,963	1,704	0,840	1,248	2,572	0,682	0,780
				Riqueza de Taxa				4	4	3	4	4	5	5	4

En el lago Chapo, se registraron 5 especies de organismos zooplanctónicos, todos crustáceos, más estadio nauplius. La especie más abundante fue *Daphnia pulex* en todas las estaciones de muestreo. La abundancia en el lago osciló entre 0,682 y 5,167 IndL⁻¹. La mayor abundancia se registró en la estación 100394 asociada al efluente natural de este lago (área nor oeste) (Tabla 6).

4.2.6. Lago Popetán

4.2.6.1. Variables fisicoquímicas de la columna de agua

La temperatura en el lago Popetán fue relativamente homogénea en toda la columna de agua, presentando diferencias que no superaron los 0,2 °C (Figura 30). De similar forma fue el comportamiento del oxígeno en la columna de agua, las mayores variaciones se registraron en los primeros metros, sin embargo, estas no superaron 1 mg/L.

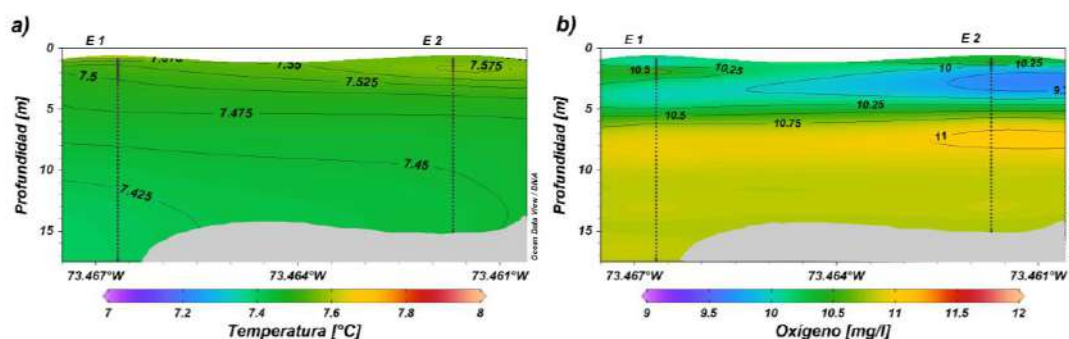


Figura 30. Perfiles de a) temperatura (°C) y b) oxígeno (mg/L) en el lago Popetán en invierno del 2017.

Las concentraciones de nitrógeno total en el lago Popetán oscilaron entre 196,5 a 235,8 $\mu\text{g/L}$ (Figura 31). La fracción inorgánica se encontró constituida principalmente por N-NO_3 (de 95,6 a 110,9 $\mu\text{g/L}$). El N-NO_2 no superó el límite de detección ($< 2 \mu\text{g/L}$) en toda la columna de agua, mientras que las concentraciones de N-NH_4 fueron de 13,3 a 19,9 $\mu\text{g/L}$. Las concentraciones de fósforo total oscilaron entre 6,3 a 6,9 $\mu\text{g/L}$, sin embargo, en algunas profundidades de la estación E2 se registró bajo el límite de detección. En tanto el P-PO_4 en todos los estratos se encontró bajo el límite de detección ($< 2 \mu\text{g/L}$). El comportamiento de los diferentes componentes nitrógenos y PT fue relativamente homogéneo en la columna de agua.

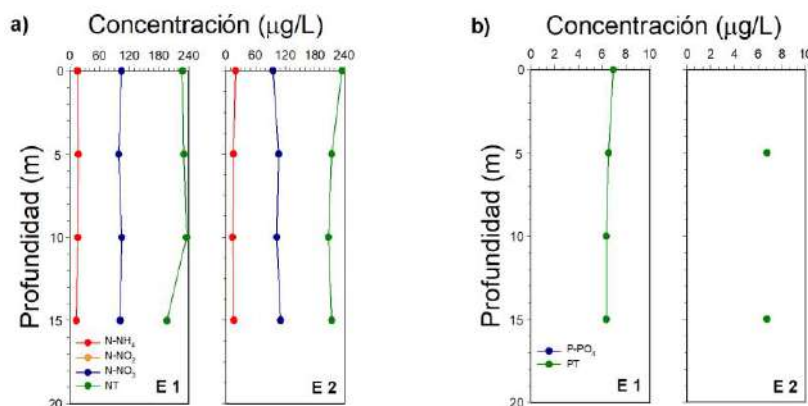


Figura 31. Perfiles de a) N-NH_4 , N-NO_2 , N-NO_3 , NT, b) P-PO_4 y PT en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Popetán en invierno del 2017.

Las concentraciones de DOC en la columna de agua del lago Popetán fueron relativamente homogéneas ($\sim 4,8 \text{ mg/L}$) (Figura 32), exceptuado a los 10 m de la estación E1 con una concentración de 7,9 mg/L . Del análisis PARAFAC se distinguieron 5 componentes, de los cuales 3 se pueden asociar a ácidos húmicos (ácidos húmicos UVC, ácidos húmicos UVA y ácidos húmicos), 1 a ácidos fúlvicos y 1 a triptófano. Los componentes semejantes a ácidos húmicos presentaron las mayores intensidades en todas las profundidades. El componente similar a triptófano presentó las menores intensidades. Las intensidades de fluorescencia fueron menores en todas las profundidades de la estación E1.

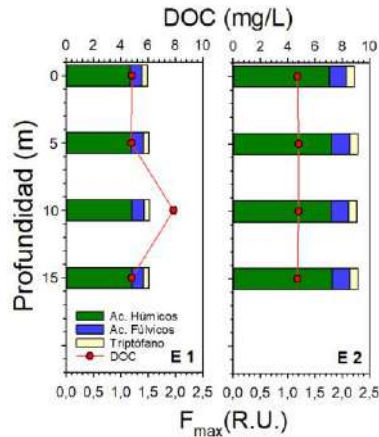


Figura 32. Concentraciones de DOC (mg/L) e intensidad de fluorescencia ($F_{\max}$, R.U.) en las estaciones en estudio del lago Popetán en invierno 2017.

4.2.6.2. Variables biológicas de la columna de agua

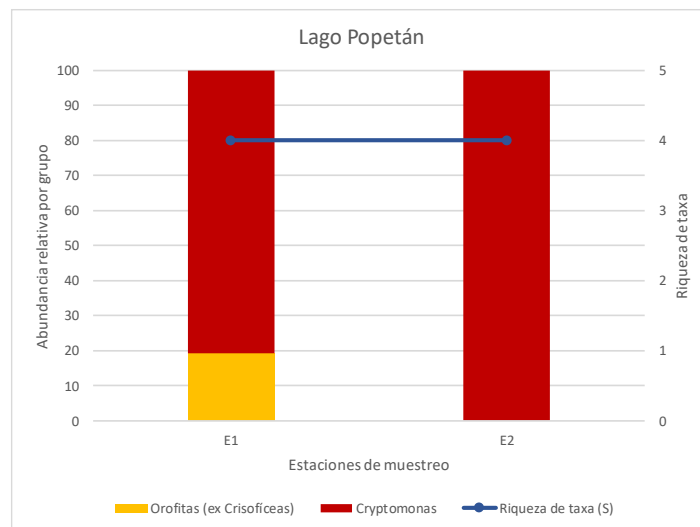


Figura 33. Estructura de la comunidad fitoplanctónica por grupo (phylum) y riqueza de taxa en las estaciones de muestreo del lago Popetán.

Se registraron 5 taxa en el lago Popetán los cuales estuvieron constituidos por: 1 diatomea, 1 cryptomona, 1 carófito, 1 cianobacteria y 1 orófito. En la estación E2 se registraron 4 taxa siendo la mayor riqueza. Las cryptomonas fueron el principal componente del fitoplancton del lago Popetán, seguido de las orófitas, así también la riqueza de taxa fue similar en ambas estaciones, reportando 4 taxa (Figura 33 y Anexo tablas).

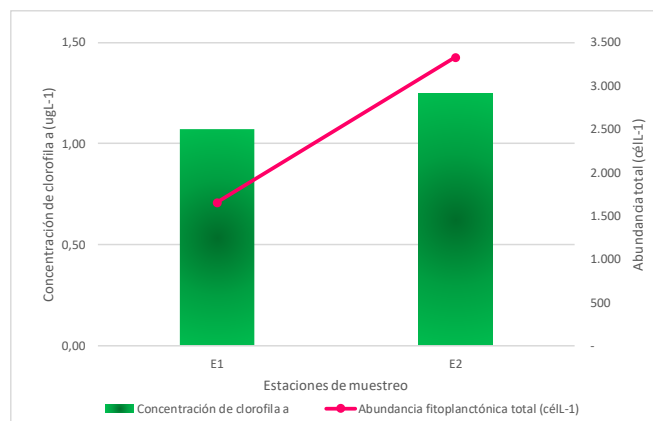


Figura 34. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila a en el Lago Popetán.

En el lago Popetán la concentración de clorofila a osciló entre 1,07 y 1,24 $\mu\text{g/L}^{-1}$ encontrándose en el rango para lagos oligotróficos entre 1 y 3 $\mu\text{g/L}^{-1}$. La abundancia fue de 1.652 y 3.329 cél/L^{-1} en E1 y E2 respectivamente (Figura 34).

Tabla 7. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Popetán.

Lago Popetán					E1	E2
Phylum	Clase	Orden	Familia	Taxon	IndL-1	IndL-1
Crustacea	Hexanauplia	Calanoida	Diaptomidae	<i>Tumeodiaptomus diabolicus</i>	0,485	0,742
				hembra con huevos	0	0,016
				<i>Mesocyclops araucanus</i>	0,286	0,148
				Nauplius	0,062	0,066
	Branchiopoda	Anomopoda	Bosminidae	<i>Bosmina (Linderobosmina) chilensis</i>	0,099	0,198
Rotifera	Monogononta		Synchaetidae	<i>Polyarthra sp</i>	0,460	0,297
Abundancia total					1,393	1,467
Riqueza de Taxa					4	4

En el lago Popetán se encontraron 4 especies de organismos zooplanctónicos, 3 crustáceos (phylum Crustacea) y 1 rotífero (phylum rotifera) más nauplius (estadio larval de la clase Hexanauplia). Ambas estaciones de muestreo presentaron igual riqueza de taxa, con 4 especies. La abundancia osciló entre 1,393 y 1,467 IndL⁻¹. La especie más abundante fue *Tumeodiaptomus diabolicus*, seguido de *Polyarthra sp* y *Mesocyclops araucanus* (Tabla 7).

4.2.6.3. Variables fisicoquímicas del sedimento

La composición textural de las muestras tomadas en ambas estaciones, estuvieron conformadas por fango (~73-100 %) (Figura 35).

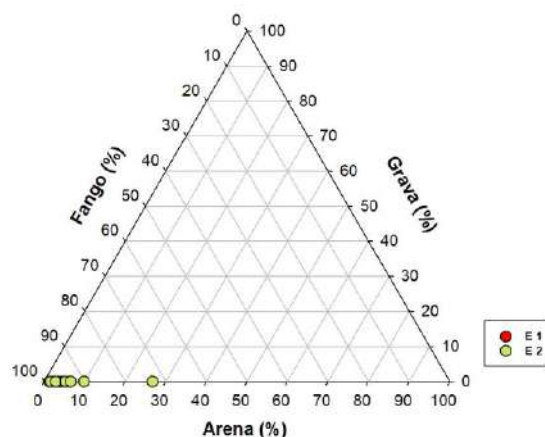


Figura 35. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones E1 y E2 del lago Popetán.

4.2.7. Sistema lacustre Huillinco-Cucao

Los lagos Huillinco y Cucao conforman un sistema lacustre muy particular, ya que se encuentran conectados por medio de un canal, que posee una profundidad máxima entre 8 y 16 m al centro del canal (Figura 36). Esta conexión genera que ambos lagos tengan una influencia constante sobre el otro lago. Por lo tanto, creemos que la forma adecuada de tratar a ambos cuerpos lacustres y sus cuencas es considerándolos como un solo sistema.

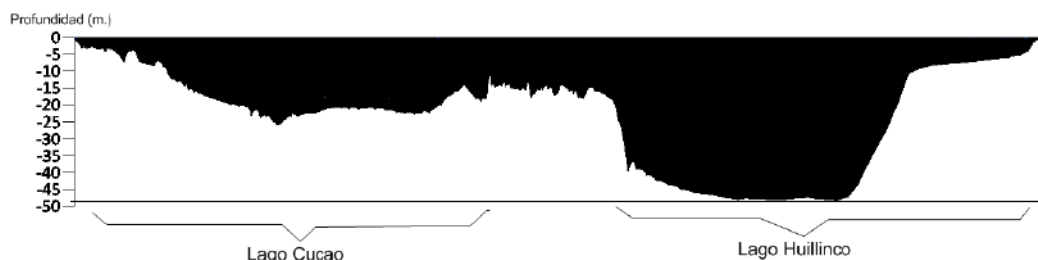


Figura 36. Perfil vertical del sistema lacustre Huillinco-Cucao.

4.2.7.1. Variables fisicoquímicas de la columna de agua

En el sistema lacustre Huillinco-Cucao se evidenció una columna de agua estratificada (Figura 37), presentándose un quiebre alrededor de los 10 m de profundidad entre el estrato superficial y el de fondo. La temperatura en el estrato superficial estuvo entre los 7,7 y 9 °C, aumentado en el estrato más profundo, con temperaturas cercanas a los 14 °C.

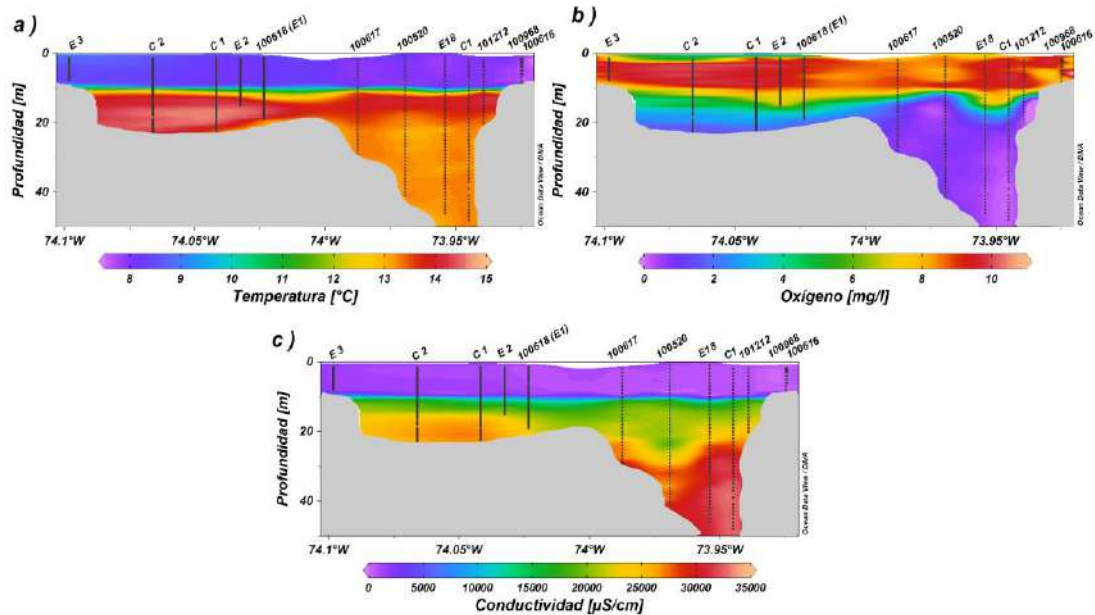


Figura 37. Perfiles de a) temperatura ($^{\circ}\text{C}$), b) oxígeno (mg/L) y c) conductividad ($\mu\text{S/cm}$) en el sistema de lagos Huillinco-Cucao en invierno del 2017.

En relación al oxígeno, la columna de agua estuvo bien oxigenada solo en el estrato superficial, ya que pasado los ~ 10 m el oxígeno desciende drásticamente, alcanzando valores cercanos a cero en las estaciones más profundas. La conductividad presentó un comportamiento similar, en general en el estrato superficial la conductividad no superó los $4000 \mu\text{S/cm}$ en las estaciones en el lago Cucao, mientras que en el lago Huillinco los valores de conductividad fueron inferiores a $800 \mu\text{S/cm}$. Pasado los 10 m en las estaciones más profundas la conductividad alcanzó valores cercanos a los $27.000 \mu\text{S/cm}$ y $33.000 \mu\text{S/cm}$ en los lagos Cucao y Huillinco, respectivamente.

La estratificación de la columna de agua también se vio reflejada en las concentraciones de nutrientes (Figura 38, Figura 39), tanto para los componentes nitrogenados como los fosfatados, registrándose un aumento de las concentraciones en las estaciones más profundas a medida que lo hace la profundidad. Sin embargo, cabe destacar que las concentraciones obtenidas en el estrato superficial también fueron elevadas. Salvo para el nitrito que en todas las profundidades se encontró bajo el límite de detección ($< 2 \mu\text{g/L}$).

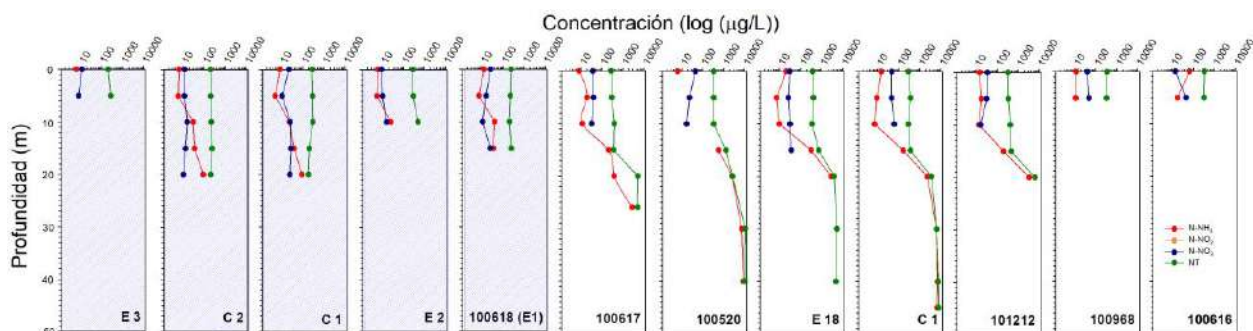


Figura 38. Perfiles de N-NH_4 , N-NO_2 , N-NO_3 y NT en la columna de agua de las estaciones en estudio en el sistema de lagos Huillinco-Cucao en invierno del 2017. Gráficos con fondo azul achurado corresponden a estaciones localizadas en el lago Cucao.

El nitrógeno total estuvo constituido principalmente por su componente orgánico, sin embargo en las estaciones profundas localizadas en el lago Huillinco el mayor componente fue el inorgánico en el estrato profundo (Figura 38). En relación con los constituyentes inorgánicos, en los estratos superficiales estuvo compuesto principalmente por N-NO_3 , mientras que en la mayoría de los casos entre los 5 y 10 m ocurre un cambio, donde se aprecia un incremento importante en las concentraciones de N-NH_4 , alcanzando elevadas concentraciones principalmente en las estaciones más profundas del lago Huillinco, estratos que en la mayoría de los casos fue imposible determinar la concentración de N-NO_3 debido a interferencias en el agua.

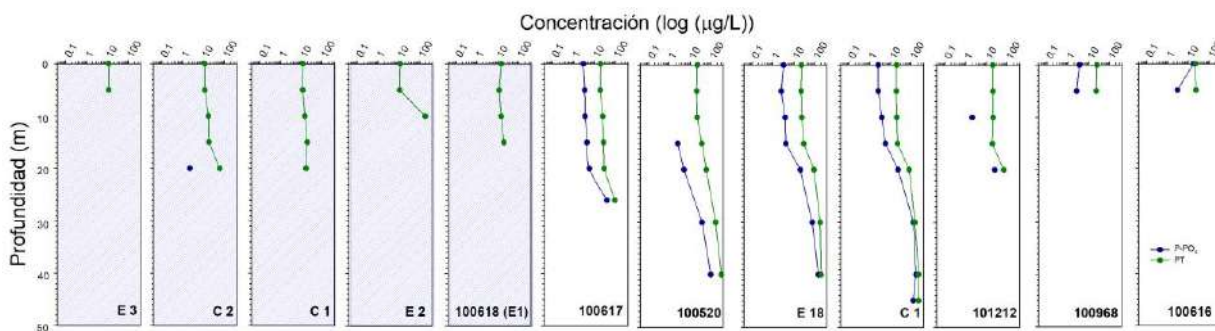


Figura 39. Perfiles de P-PO_4 y PT en la columna de agua de las estaciones en estudio en el sistema de lagos Huillinco-Cucao en invierno del 2017. Gráficos con fondo azul achurado corresponden a estaciones localizadas en el lago Cucao.

En el caso de PT, en general existió una tendencia al aumento de las concentraciones en profundidad, principalmente en las estaciones más profundas (Figura 39). El PT estuvo conformado principalmente por su forma orgánica, a excepción de las estaciones E 18 y C 1, que en profundidad la forma inorgánica fue el mayor constituyente. Para el caso del P-PO_4 , en la mayoría de las estaciones del lago Cucao estuvo bajo el límite de detección, mientras que en el lago Huillinco en superficie se detectaron bajas concentraciones, para aumentar en el estrato profundo.

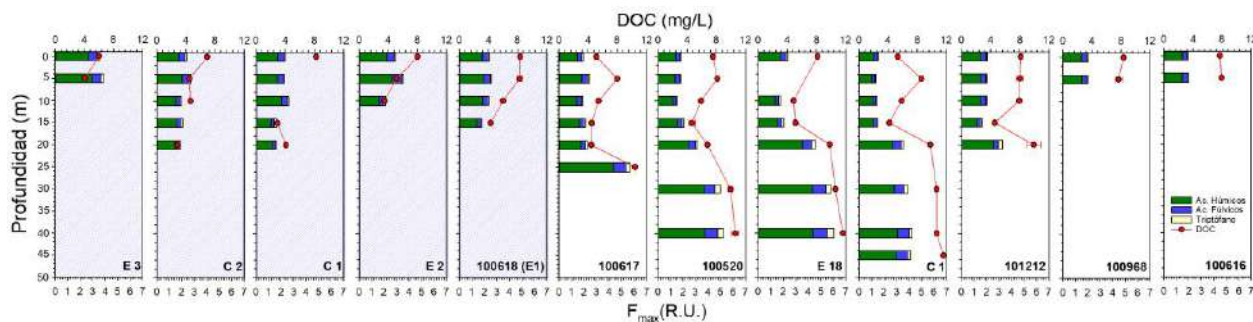


Figura 40. Concentraciones de DOC (mg/L) e intensidad de fluorescencia ($F_{\max}$, R.U.) en las estaciones en estudio en el sistema de lagos Huillinco-Cucao en invierno 2017. Gráficos con fondo azul achurado corresponden a estaciones localizadas en el lago Cucao.

El DOC en la columna de agua del sistema de lagos Huillinco-Cucao presentó elevadas concentraciones, las que fueron variables en la columna de agua, mayores concentraciones en estrato superficial, para después descender en profundidades medias, para a aumentar en profundidad, comportamiento principalmente notorio en estaciones más profundas (Figura 40). Comportamiento similar fue evidenciado en los componentes identificado (ac. húmicos, ac. fúlvicos y triptófano), aumentando las intensidades en profundidad, presentando las mayores intensidades el componente similar a ácidos húmicos.

4.2.7.2. Variables biológicas de la columna de agua

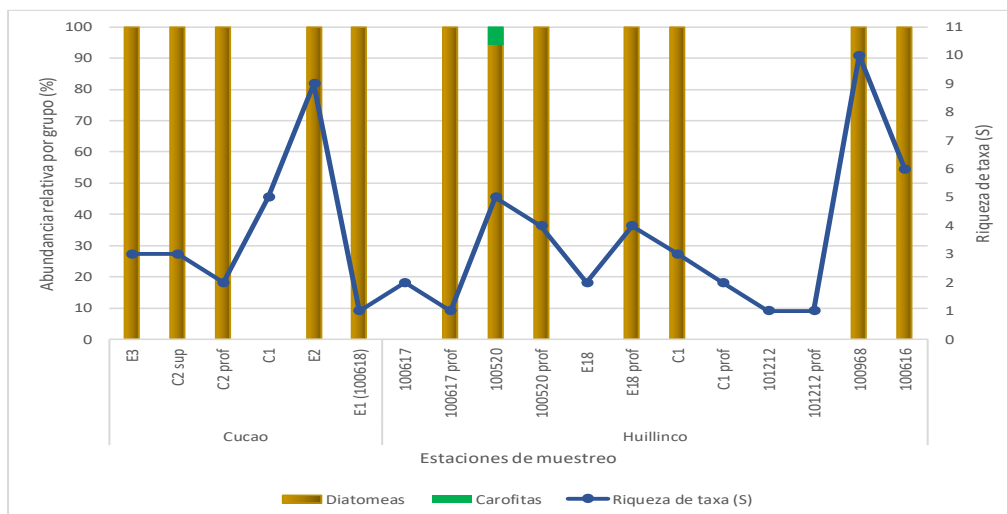


Figura 41. Estructura de la comunidad fitoplanctónica por grupo (phylum) y riqueza de taxa en las estaciones de muestreo en el sistema lacustre Huillinco Cucao.

En este sistema de lagos interconectados, se registraron 24 cantidad de taxa. En la cubeta del Huillinco se registraron 17 taxa, 14 diatomeas, 2 carófitas y 1 rodófitas, en cambio de la cubeta del Cucao se encontraron 14 taxa todas diatomeas. Se registró una mayor riqueza de taxa en la cubeta del Huillinco que en Cucao en la estación 100968. Las diatomeas fueron dominantes dentro del sistema (Figura 41).

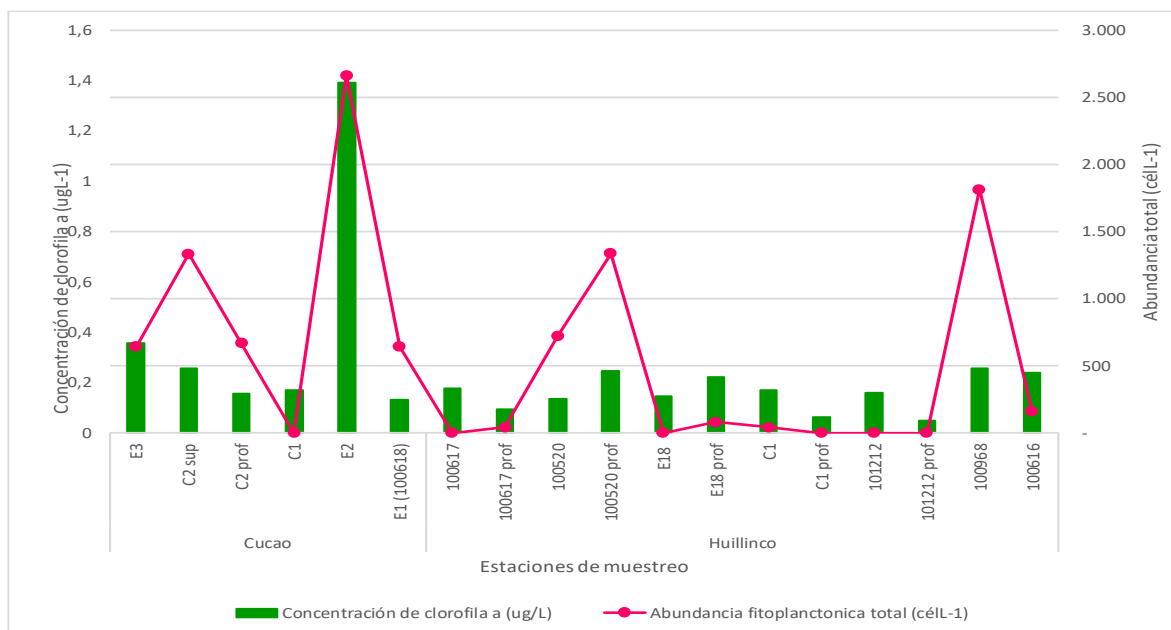


Figura 42. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila a en el Lagos Cucao y Huillínco.

La concentración de clorofila a fue baja con valores que bordearon los $0,25 \mu\text{g/L}^{-1}$ encontrándose dentro del rango para lagos ultra oligotróficos, así también fueron bastante homogéneas dentro del sistema, salvo en la estación E2 del Cucao donde se reportó elevada concentración de clorofila a respecto del resto de las estaciones de muestreo, $1,39 \mu\text{g/L}^{-1}$ de Clo-a dentro del rango mesotrófico, así también en esta estación se registró la mayor concentración de fitoplancton. La abundancia de fitoplancton fue baja en ambas cubetas lacustres no superando las 2.600 cél/L^{-1} en ningún caso (Figura 42).

Tabla 8. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el sistema lacustre Huillínco-Cucao.

		Cucao						Huillínco											
Sistema lacustre Huillínco-Cucao		E3	C2	C2	C1	E2	E1	100617		100520	E18		C1		101212		100968	100616	
Profundidad del estrato muestreado		0 a 6	0 a 10	0 a 20	0 a 20	0 a 13	0 a 18	0 a 10	11 a 26	0 a 10	0 a 40	0 a 10	0 a 42	0 a 10	0 a 46	0 a 10	0 a 19	0 a 5	0 a 5
Phylum	Taxon	IndL ⁻¹	IndL ⁻¹	IndL ⁻¹	IndL ⁻¹	IndL ⁻¹	IndL ⁻¹	IndL ⁻¹	IndL ⁻¹	IndL ⁻¹	IndL ⁻¹	IndL ⁻¹	IndL ⁻¹	IndL ⁻¹	IndL ⁻¹	IndL ⁻¹	IndL ⁻¹	IndL ⁻¹	IndL ⁻¹
Crustacea	<i>Boeckella gracilipes</i>	0,448	0,080	0,124	0,040	0	0,210	0	0,054	4,576	0	0,995	0	0,302	0	0,879	0,838	1,531	0,446
	hembra con huevos	0	0	0	0	0	0,006	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,041	0
	<i>Tumeodiaptomus diabolicus</i>	0,398	0,684	0,408	0,521	1,200	0,177	3,032	0,337	4,914	2,228	1,194	0,687	1,448	0,796	1,623	1,215	12,124	3,398
	hembra con huevos	0	0,024	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Antarctobotus</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,004	0	0	0	0	0	0	0	0
	Nauplius	0,084	0	0,015	0,012	0,012	0	0	0	0,020	0	0,020	0,005	0	0	0,054	0,021	0,083	0,056
	<i>Diaphanosoma chilensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0,020	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Daphnia ambigua</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,008	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,004	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Bosmina (Linderoosmina) chilensis</i>	0	0,016	0	0	0,012	0	0	0,008	0,060	0,020	0,040	0,014	0,016	0	0,027	0,042	0,083	0
Rotifera	<i>Keratella americana</i>	0	0,008	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Annelida	larva poliqueto	0	0,080	0,099	0,107	0,098	0,177	0,406	0,061	0,040	0,064	0,617	0,024	1,544	0	0	0,063	0,041	0
Abundancia total		0,930	0,891	0,647	0,680	1,322	0,569	3,438	0,467	9,629	2,320	2,865	0,729	3,310	0,796	2,584	2,178	13,904	3,899
Riqueza de Taxa		2	5	3	3	3	3	2	5	5	5	4	3	4	1	3	4	5	2

En el sistema lacustre Huillínco-Cucao, se encontraron 9 taxa, los cuales correspondieron a: 7 crustáceos, 1 rotífero y 1 anélido (phylum Annelida) junto con nauplius. La abundancia entre las estaciones de muestreo fue variable oscilando entre 0,467 y $13,904 \text{ IndL}^{-1}$. La especie que contribuyó en mayor grado a la abundancia total fue *Tumeodiaptomus diabolicus*, así también ésta fue la única especie que estuvo presente en todas las estaciones de muestreo. Las mayores

abundancias y riqueza de taxa se produjeron en la cubeta del Huillinco, más aún se observaron diferencias en la abundancia zooplanctónica en las estaciones de muestreo más someras, 100968 y 100616 o muestras superficiales (Tabla 8).

Tumeodiaptumus diabolicus fue la especie más representativa de las abundancias totales reflejadas en este sistema lacustre. Se registró una baja abundancia de hembras con huevos en ambos lagos, sin embargo se registraron estadios nauplius en ambas cubetas. Las especies *D. chilensis*, *D. ambigua*, *C. dubia* y *Antartobiotus sp.* fueron reportadas solamente en el lago Huillinco pero en muy baja abundancia, por otro lado en la cubeta del Cucao se reportó la presencia de *K.americana*. Cabe destacar la presencia y abundancia de larvas de poliqueto en ambos lagos tanto en las muestras de superficie como las de profundidad.

4.2.7.3. Variables fisicoquímicas del sedimento

En general, las muestras del sedimento del sistema lacustre Huillinco – Cucao estuvo compuesto principalmente por fango, salvo una estación en el lago Cucao (E3), en donde la arena predominó. Esta estación se ubica en el desagüe del lago Cucao hacia el mar (Figura 43).

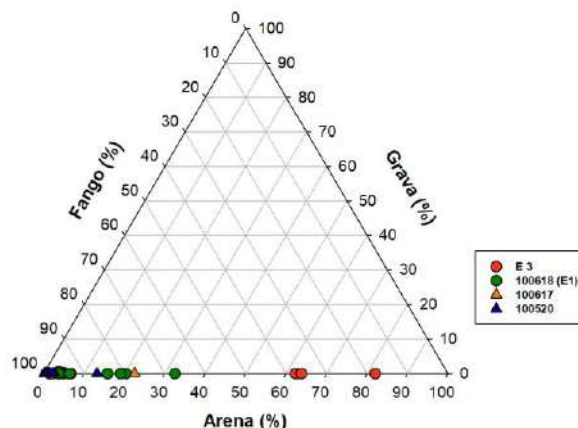


Figura 43. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones E3, 100618 (E1), 100617 y 100520 en el sistema de lagos Huillinco-Cucao. En círculo las estaciones localizadas en el lago Cucao y en triángulo estaciones ubicadas en el lago Huillinco.

4.2.8. Lago Tarahuín

4.2.8.1. Variables fisicoquímicas de la columna de agua

La temperatura en el lago Tarahuín fue homogénea en la columna de agua, las variaciones no superaron los 0,1 °C (Figura 44). En tanto el oxígeno se presentó muy variable a través de la columna de agua, en los primeros metros se evidenciaron las concentraciones más bajas.

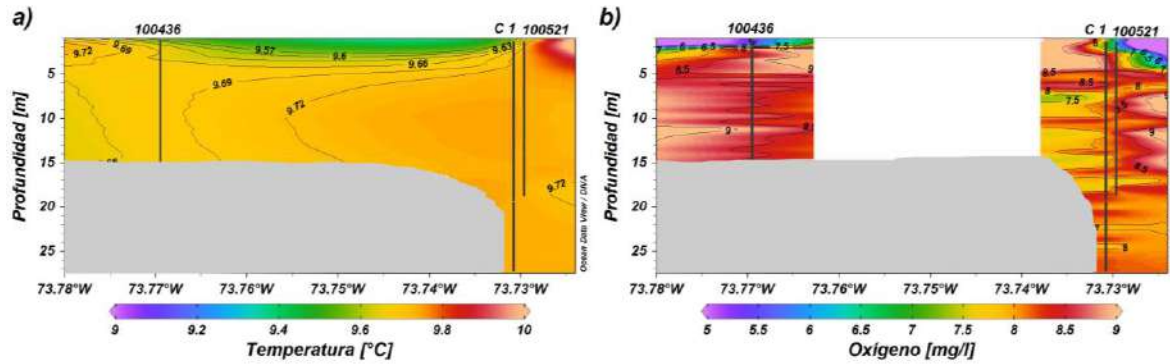


Figura 44. Perfiles de a) temperatura (°C) y b) oxígeno (mg/L) en el lago Tarahuín en invierno del 2017.

En el lago Tarahuín, en la mayoría de los casos el nitrógeno total estuvo conformado principalmente por su componente orgánico (Figura 45). De los constituyentes inorgánicos, el N-NO_3 registró las mayores concentraciones, oscilando entre 33,9 y 98,9 $\mu\text{g/L}$. En tanto el N-NH_4 fue variable entre estaciones, ya que en la estación 100521 varió entre 7,5 y 13 $\mu\text{g/L}$, mientras que en 100436 y C1 el N-NH_4 estuvo bajo el límite de detección ($< 5 \mu\text{g/L}$). Mientras que el N-NO_2 se encontró bajo el límite de detección ($< 2 \mu\text{g/L}$) en todas las estaciones. Las concentraciones de fósforo total y P-PO_4 fueron relativamente homogéneas en la columna de agua, exceptuando el P-PO_4 en la estación 100436, que las concentraciones fueron más variables.

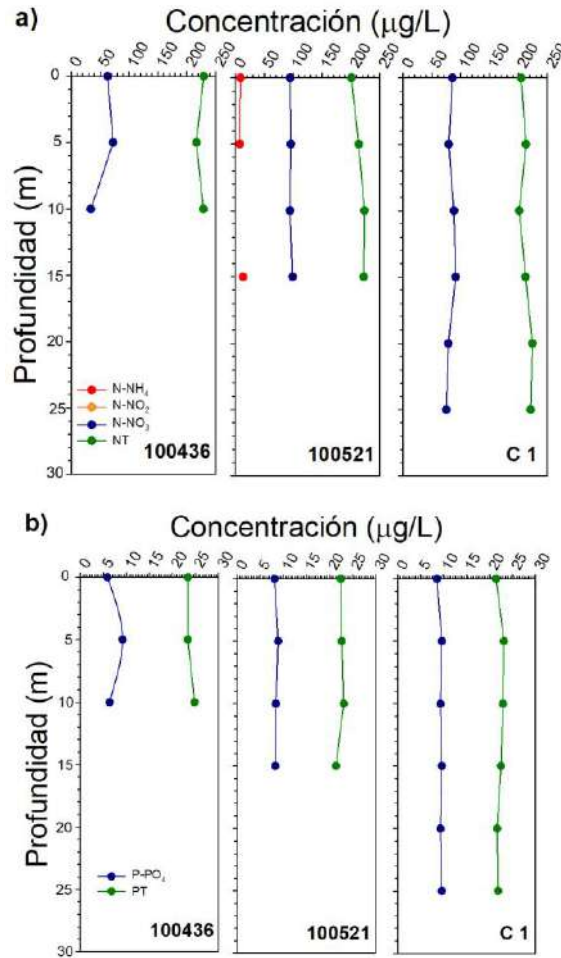


Figura 45. Perfiles de a) N-NH₄, N-NO₂, N-NO₃, NT, b) P-PO₄ y PT en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Tarahuín en invierno del 2017.

En general, las concentraciones de DOC variaron dentro de un pequeño rango en la columna de agua (2,5 a 3 mg/L) (Figura 46), a excepción de la estación 100436 a 5 m (5,3 mg/L). De los 5 componentes obtenidos del modelo PARAFAC (similares a: ácidos húmicos UVC, ácidos húmicos UVA, ácidos húmicos, ácidos fúlvicos y triptófano), el componente similar a ácidos húmicos presentó las máximas intensidades, mientras que en la estación 100521 el componente similar a triptófanos presentó las menores intensidades de todos los lagos Chilotes. Las concentraciones de DOC presentaron correlaciones positivas con los componentes similares a ac. húmicos (r Pearson: 0,815; $p < 0,001$) y ac. fúlvicos (r Pearson: 0,594; $p < 0,05$).

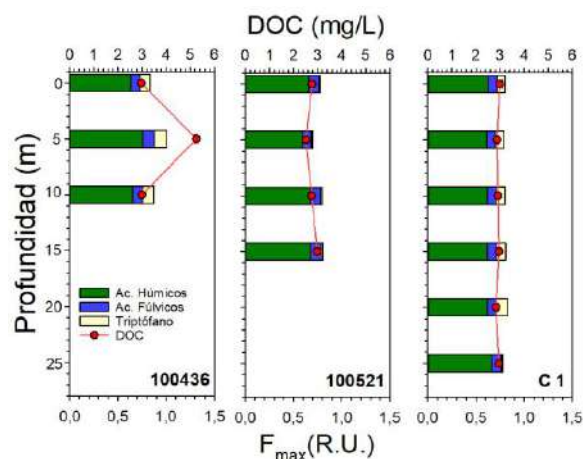


Figura 46. Concentraciones de DOC (mg/L) e intensidad de fluorescencia ($F_{\max}$, R.U.) en las estaciones en estudio del lago Tarahuín en invierno 2017.

4.2.8.2. Variables biológicas de la columna de agua

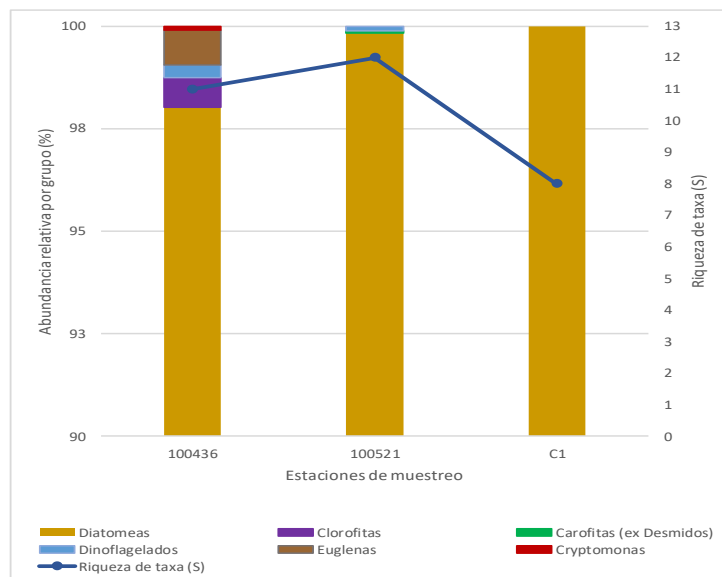


Figura 47. Estructura de la comunidad fitoplanctónica por grupo (phylum) y riqueza de taxa en las estaciones de muestreo del lago Tarahuín.

En el lago Tarahuín se encontraron 17 taxa durante invierno de 2017, de los cuales 10 fueron diatomeas, 2 clorófitas, 1 carófitas, 2 dinoflagelados 1 euglena y 1 cryptomonas. La abundancia relativa del lago Tarahuín estuvo dominada en más de un 98% por diatomeas, específicamente *Aulacoseira* y *Fragillaria crotonensis* fueron los taxa más abundantes. Por otro lado, las clorófitas, carófitas, dinoflagelados y euglenas fueron significativos numéricamente solo en la estación 100436 (Figura 47).

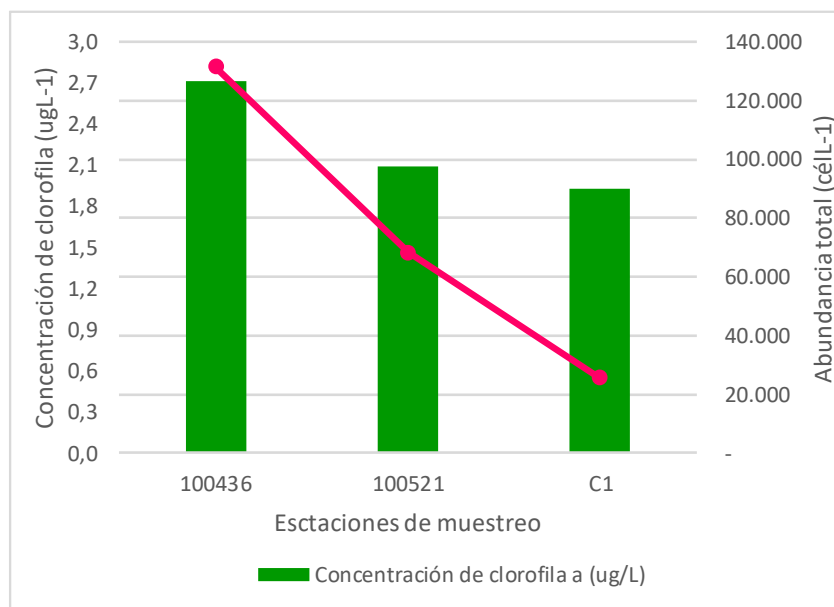


Figura 48. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila a en el lago Tarahuín.

La concentración de clorofila *a* en el lago Tarahuín se observó en las tres estaciones entre 1,93 y 2,71 μgL^{-1} encontrándose dentro del rango descrito para lagos oligotróficos. La abundancia fitoplanctónica osciló entre 25.608 y 131.393 célL^{-1} , coincidiendo la mayor abundancia fitoplanctónica con la mayor concentración de clorofila *a* en la estación 100436 (Figura 48).

En el lago Tarahuín, se encontraron 6 taxa correspondientes a 5 crustáceos y a 1 rotífero, junto con nauplius. La estación C1 fue la que presentó la mayor riqueza de taxa y abundancia total. La abundancia total osciló entre 0,849 y 2,260 IndL^{-1} . Las especies más abundantes fueron *Tumeodiaptomus diabolicus* y *Boeckella gracilipes*, así también los nauplius fueron un aporte importante a la abundancia total. La única especie cuyos ejemplares fueron observados en todas las estaciones de muestreo fue *Bosmina (Linderobosmina) chilensis* con baja abundancia (Tabla 9).

Tabla 9. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Tarahuín.

Lago Tarahuin					100436	100521	C1
Phylum	Clase	Orden	Familia	Taxon	IndL-1	IndL-1	IndL-1
Crustacea	Hexanauplia	Calanoida	Centropagidae	<i>Boeckella gracilipes</i>	0	0,610	0,692
			Diaptomidae	<i>Tumeodiaptomus diabolicus</i>	0,624	0	0,923
				hembra con huevos	0	0,013	0,175
		Cyclopoida	Cydopidae	<i>Acanthocyclops vernalis</i>	0	0,013	0,191
				<i>Mesocyclops araucanus</i>	0	0	0,088
				hembra con huevos	0	0	0,008
		Harpacticoida	Canthocampidae	Nauplius	0,459	0,186	0,151
	Branchiopoda	Anomopoda	Bosminidae	<i>Bosmina (Linderobosmina) chilensis</i>	0,018	0,013	0,032
Rotifera	Monogononta	Ploima	Brachionidae	<i>Keratella americana</i>	0	0,013	0
Abundancia total					1,102	0,849	2,260
Riqueza de Taxa					2	4	5

4.2.8.3. Variables fisicoquímicas del sedimento

Las muestras sedimentológicas se compusieron casi en su totalidad por fango (entre 80 y 100 %) (Figura 49).

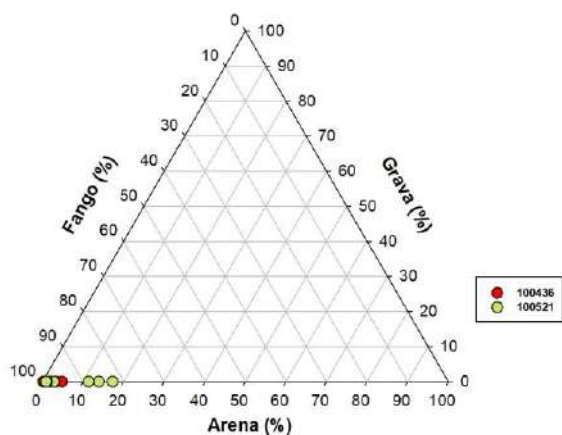


Figura 49. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones 100436 y 100521 del lago Tarahuín.

4.2.9. Lago Natri

4.2.9.1. Variables fisicoquímicas de la columna de agua

En el lago Natri se apreció una columna de agua relativamente homogénea (Figura 50), la temperatura tuvo pequeños cambios, las que no superaron los 0,5 °C. Mientras que el oxígeno presentó mayor variabilidad solo en los primeros metros, para después estar prácticamente homogénea, con variaciones que no superaron los 0,5 mg/L.

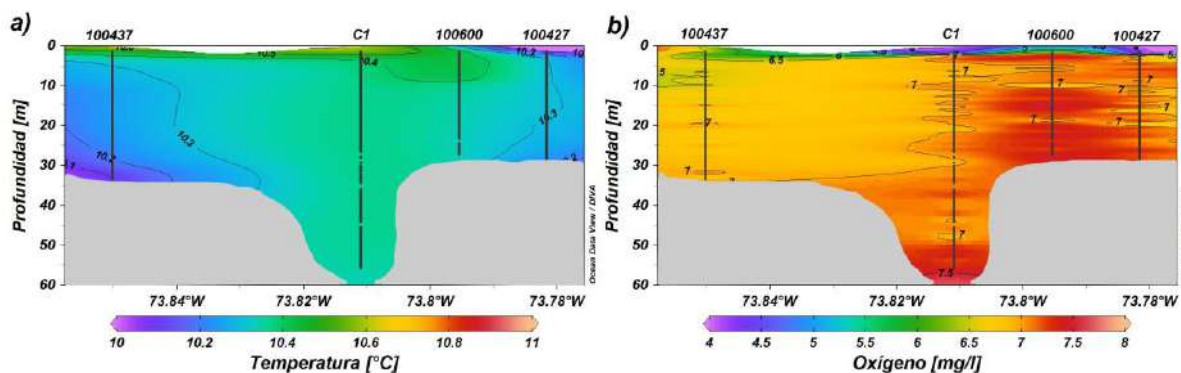


Figura 50. Perfiles de a) temperatura (°C) y b) oxígeno (mg/L) en el lago Natri en invierno del 2017.

Las concentraciones de nitrógeno total en la columna de agua del lago Natri oscilaron entre 184,9 y 227,1 µg/L, encontrándose compuesto mayoritariamente por la fracción orgánica (Figura 51). El N-NO₃ fue el mayor componente de la fracción inorgánica, con concentraciones que fueron de 67,2 a 113,6 µg/L. En tanto las concentraciones de N-NH₄ fluctuaron entre 5 y 20,5 µg/L, sin embargo, en las estaciones 100437 y C1 en la mayoría de las profundidades las concentraciones estuvieron bajo el límite de detección (5 µg/L). El N-NO₂ estuvo mayoritariamente bajo el límite de detección. Las concentraciones de PT y P-PO₄ fueron de 10,5 a 14,3 µg/L y de 2,4 a 5,7 µg/L, respectivamente.

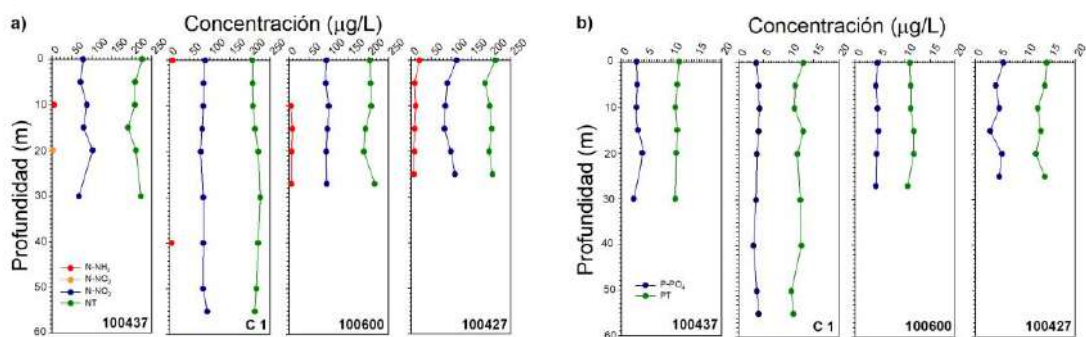


Figura 51. Perfiles de a) N-NH_4 , N-NO_2 , N-NO_3 , NT, b) P-PO_4 y PT en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Natri en invierno del 2017.

Las concentraciones de DOC oscilaron entre 2,2 a 4,1 mg/L en la columna de agua del lago Natri (Figura 52). De los 5 componentes obtenidos del análisis de PARAFAC (similares a: ácidos húmicos UVC, ácidos húmicos UVA, ácidos húmicos, ácidos fúlvicos y triptófano) los semejantes a ácidos húmicos presentaron las mayores intensidades. En tanto, las concentraciones de DOC como las intensidades de fluorescencia se mostraron variables a través de la columna de agua sin seguir un patrón claro.

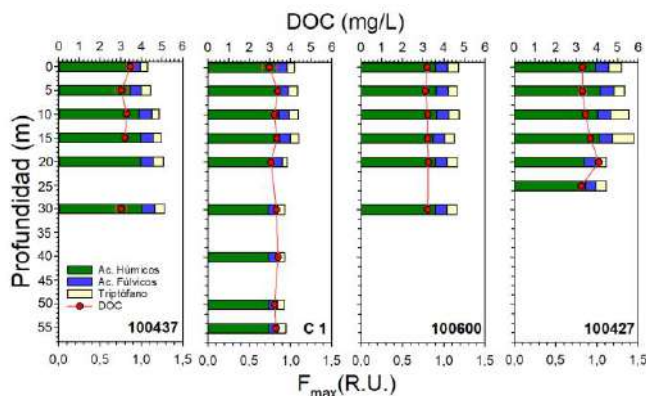


Figura 52. Concentraciones de DOC (mg/L) e intensidad de fluorescencia ($F_{\max}$, R.U.) en las estaciones en estudio del lago Natri en invierno 2017.

4.2.9.2. Variables biológicas de la columna de agua

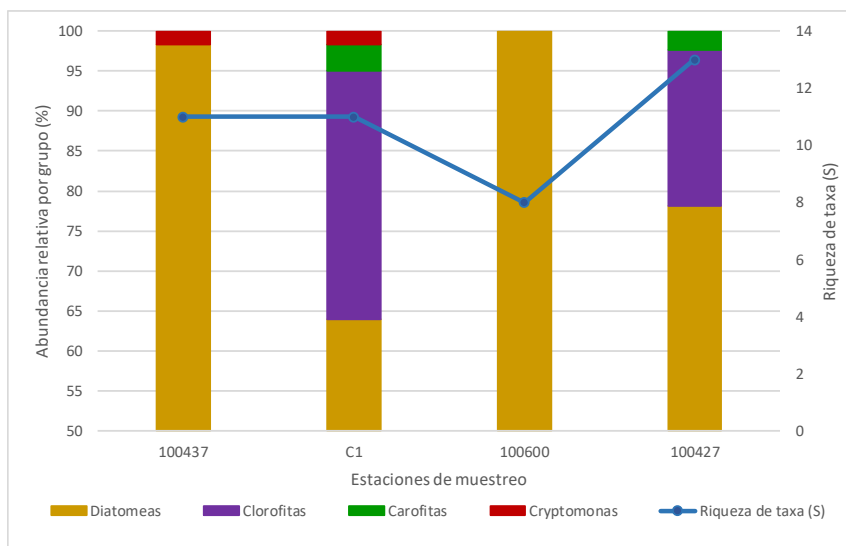


Figura 53. Estructura de la comunidad fitoplanctónica por grupo (phylum) y riqueza de taxa en las estaciones de muestreo del lago Natri.

La riqueza fue de 16 taxa, 8 diatomeas, 5 clorófitas, 1 carófito, 1 cryptomona y 1 dinoflagelado. En el lago Natri, más del 50 % de la abundancia total por estación estuvo dominada por el grupo de las diatomeas, el segundo grupo más abundante fueron las clorófitas, seguido de carófitos y en menor medida las cryptomonas (Figura 53). Las diatomeas más representativas fueron *Aulacoserira sp* y *Tabellaria sp*. De las clorófitas *Sphaerocystis Schroeteri*, de las carófitas *Staurastrum gracile* y cryptomonas (Anexo tablas).

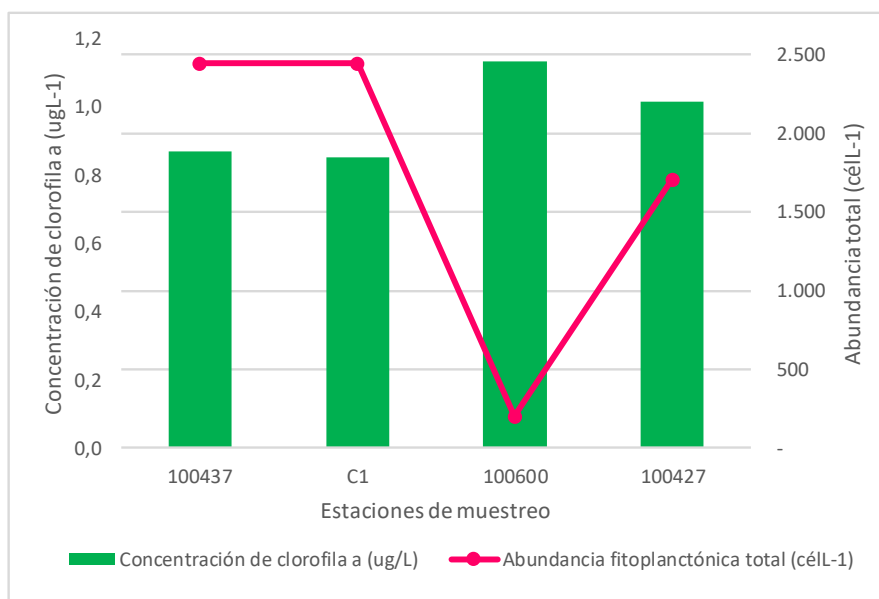


Figura 54. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila a en el lago Natri

En el lago Natri la concentración de clorofila a osciló entre 0,85 y 1,14 $\mu\text{g/L}^{-1}$, encontrándose dentro del rango para lagos ultraoligotróficos a oligotróficos. La abundancia fitoplanctónica fue baja, fluctuando entre 200 y 2.446 cél/L^{-1} (Figura 54).

Tabla 10. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Natri.

Lago Natri					100427	100600	100437	C1
Phylum	Clase	Orden	Familia	Taxon	IndL-1	IndL-1	IndL-1	IndL-1
Crustacea	Hexanauplia	Calanoida	Centropagidae	<i>Boeckella gracilipes</i>	0,119	0,261	1,363	0,464
			Diaptomidae	<i>Tumeodiaptomus diabolicus</i>	0,055	0,070	0,721	0,192
		Cyclopoida	Cyclopidae	<i>Mesocyclops araucanus</i>	0,028	0,121	0,378	0,126
			Nauplius		0,119	0,433	0,219	0,028
	Branchiopoda	Anomopoda	Bosminidae	<i>Daphnia pulex</i>	0	0,019	0	0
				<i>Bosmina (Linderobosmina) chilensis</i>	0,006	0	0	0,003
				Abundancia total	0,327	0,904	2,681	0,813
				Riqueza de Taxa	5	4	3	4

En el lago Natri, se registraron 5 taxa, todos correspondientes crustáceos. La abundancia total fluctuó entre 0,327 y 2,681 IndL⁻¹. La especie más abundante fue *Boeckella gracilipes*, seguido por *Tumeodiaptomus diabolicus* y nauplius. La estación que presentó mayor abundancia total fue 100437. Los crustáceos calonoideos y cyclopoideos fueron los taxa más representativos del lago para este periodo de estudio (Tabla 10).

4.2.9.3. Variables fisicoquímicas del sedimento

De acuerdo a la composición textural de las muestras de sedimento, se apreció una clara diferenciación entre ambas estaciones de estudio. Por un lado, la estación 100437 estuvo compuesta prácticamente en su totalidad por fango, en tanto la estación 100427 presentó una alta distribución de arena (entre 20 y 90%), mezclada con fango. Esta estación se ubica directamente en la desembocadura del lago Natri, y es la única estación de los lagos Chilotes en donde aún se producen alevines en balsas jaulas (Figura 55).

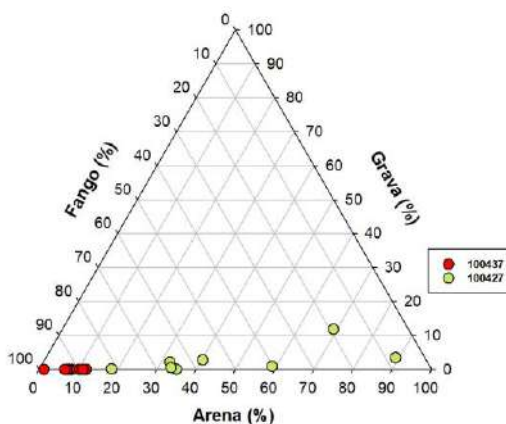


Figura 55. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones 100437 y 100427 del lago Natri.

4.2.10. Lago Tepuhueico

4.2.10.1. Variables fisicoquímicas de la columna de agua

La temperatura del agua en lago Tepuhueico osciló dentro de un pequeño rango, no superaron los 0,1 °C (Figura 56). En tanto el oxígeno, a pesar que no presentó grandes variaciones en las concentraciones, mostró un perfil variable a través de la columna de agua.

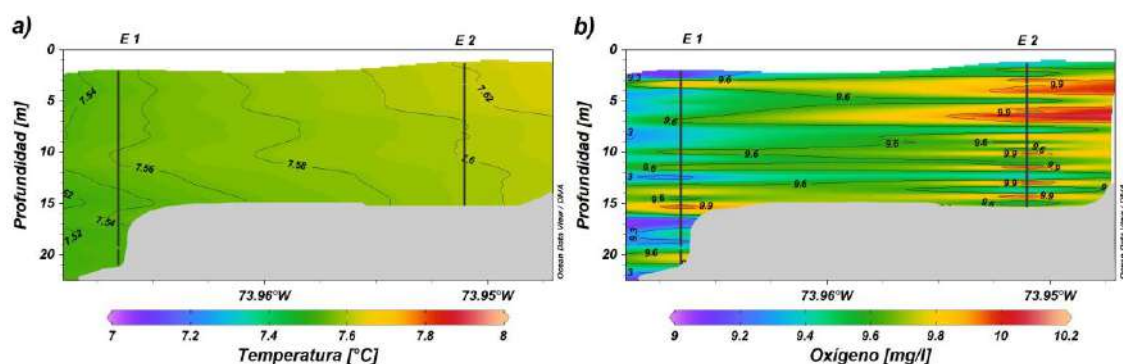


Figura 56. Perfiles de a) temperatura (°C) y b) oxígeno (mg/L) en el lago Tepuhueico en invierno del 2017.

En el lago Tepuhueico la fracción orgánica del nitrógeno fue el principal constituyente del NT (Figura 57). En general las concentraciones de N-NH_4 y N-NO_3 fueron de 6 a 13,5 $\mu\text{g/L}$ y de 18,9 a 28,7 $\mu\text{g/L}$, respectivamente. Las concentraciones de PT oscilaron entre 8 y 10,6 $\mu\text{g/L}$. Las concentraciones de N-NO_2 y P-PO_4 se encontraron todas bajo el límite de detección (< 2 $\mu\text{g/L}$).

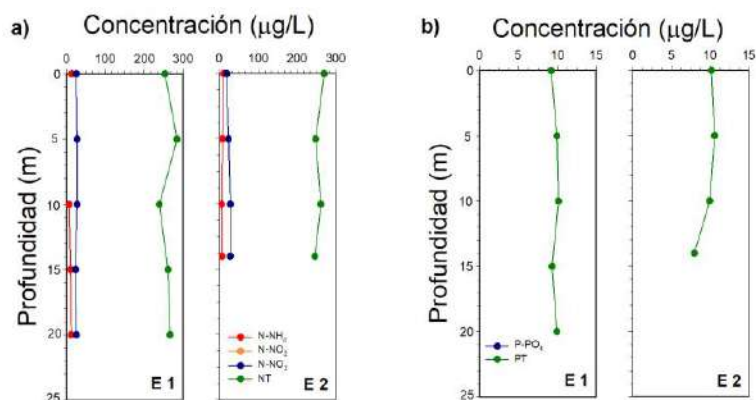


Figura 57. Perfiles de a) N-NH_4 , N-NO_2 , N-NO_3 , NT, b) P-PO_4 y PT en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Tepuhueico en invierno del 2017.

En el lago Tepuhueico se evidenciaron elevadas concentraciones de DOC en toda la columna de agua (Figura 58), las que fueron de 7,4 a 10,8 mg/L. En relación a la composición del DOC, se identificaron 5 componentes semejantes a ac. húmicos (3), ac. fúlvicos (1) y triptófanos (1), las mayores intensidades de fluorescencia se encontraron asociadas a los componentes húmicos. Las intensidades de fluorescencia fueron relativamente homogéneas en la columna de agua, se evidenciaron algunas diferencias entre estaciones, principalmente en las intensidades de los componentes asociados a ácidos húmicos.

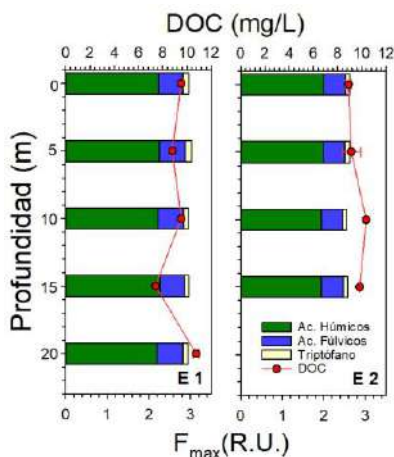


Figura 58. Concentraciones de DOC (mg/L) e intensidad de fluorescencia ($F_{\max}$, R.U.) en las estaciones en estudio del lago Tepuhueico en invierno 2017.

4.2.10.2. Variables biológicas de la columna de agua

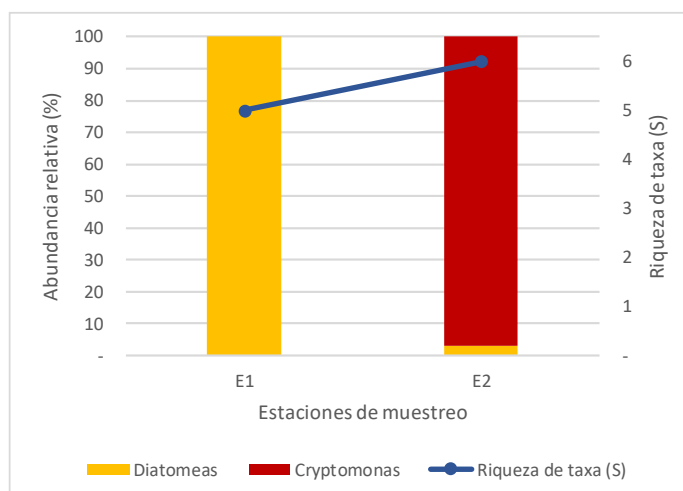


Figura 59. Estructura de la comunidad fitoplanctónica por grupo (phylum) y riqueza de taxa en las estaciones de muestreo del lago Tepuhueico.

En el lago Tepuhueico se observaron 9 taxa, 5 diatomeas, 2 clorófitas, 1 carófito y 1 cryptomona. Se observó una gran diferencia entre la composición de abundancias entre las estaciones de muestreo, siendo la estación E1 dominada por las diatomeas específicamente *Urosolenia eriensis*, y *Navicula*, por otro lado, en la estación E2 las cryptomonas fueron el grupo dominante (Figura 59).

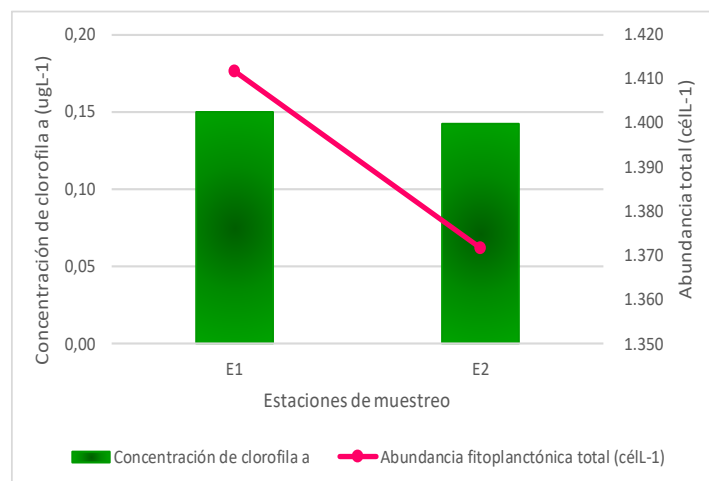


Figura 60. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila a en el lago Tepuhueico.

La concentración de clorofila a en el lago Tepuhueico fue muy baja, levemente sobre el límite de detección, oscilando entre 0,14 y 0,15 µg/L, fluctuando dentro del rango para lagos ultra oligotróficos. La abundancia osciló entre 1.372 y 1.412 células/L (Figura 60).

Tabla 11. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Tepuhueico.

L. Tepuhueico					E1	E2
Phylum	Clase	Orden	Familia	Taxon	IndL-1	IndL-1
Crustacea	Hexanauplia	Calanoida	Centropagidae	<i>Boeckella gracilipes</i>	6,277	5,096
				hembra con huevos	0,219	0,327
		Cydlopoida	Cyclopidae	<i>Mesocyclops araucanus</i>	0,030	0
				Nauplius	0,050	0,019
	Branchiopoda	Ctenopoda	Sididae	<i>Diaphanosoma chilensis</i>	0,259	0,308
		Anomopoda	Daphniidae	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	0,468	0,135
			Bosminidae	<i>Bosmina (Linderobosmina) chilensis</i>	0,090	0,038
				Abundancia total	7,391	5,923
				Riqueza de Taxa	5	4

En el lago Tepuhueico, se encontraron 5 taxa, todos correspondientes al phylum Crustacea, sin embargo, solo una especie fue dominante, *Boeckella gracilipes*, la cual a su vez presentó de hembras con huevos. Así también los estadios nauplius estuvieron presentes en ambas estaciones de muestreo. La abundancia zooplanctónica en el lago fluctuó entre 5,923 y 7,391 IndL⁻¹, siendo la estación E1 la que tuvo el mayor número (Tabla 11).

4.2.10.3. Variables fisicoquímicas del sedimento

La composición textural del sedimento en todas las estaciones muestreadas estuvo compuesta en su totalidad por fango (Figura 61).

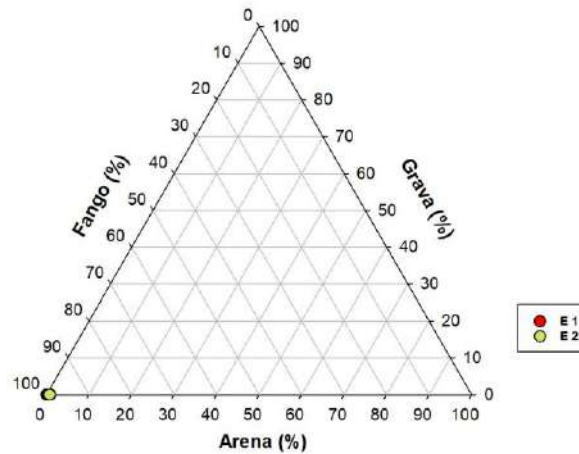


Figura 61. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones E1 y E2 del lago Tepuhueico.

4.2.11. Lago San Antonio

4.2.11.1. Variables fisicoquímicas de la columna de agua

En el lago San Antonio se evidenció una columna de agua relativamente homogénea (Figura 62). La temperatura presentó pequeños cambios en la columna de agua, oscilando entre 6,5 y 7,2 °C. En tanto el oxígeno fue variable en los primeros metros de la columna de agua, y posteriormente la variación fue de 8,2 a 9,9 mg/L.

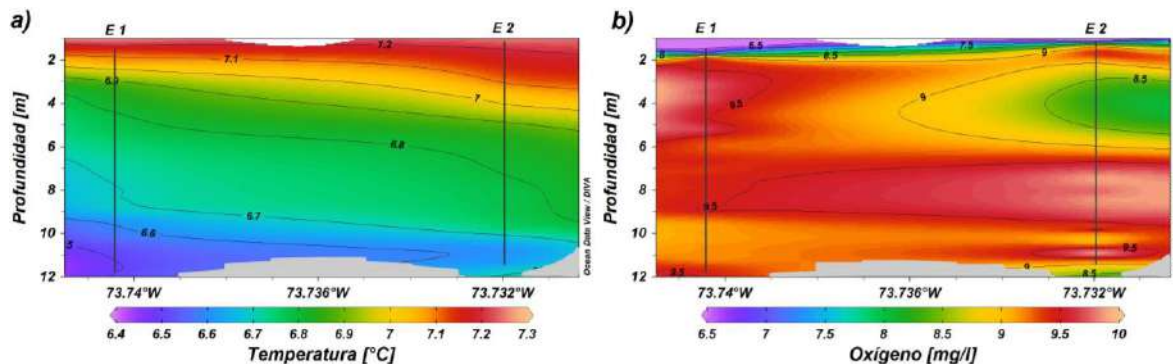


Figura 62. Perfiles de a) temperatura (°C) y b) oxígeno (mg/L) en el lago San Antonio en invierno 2017.

En el lago San Antonio el principal constituyente del NT fue su forma orgánica (Figura 63). Las concentraciones de N-NO_3 y N-NH_4 fueron de 44,5 a 54,4 $\mu\text{g/L}$ y de 9,2 a 22,4 $\mu\text{g/L}$, respectivamente. En cuanto a las concentraciones de N-NO_2 , se encontraron todas bajo el límite de detección ($< 2 \mu\text{g/L}$). Para el caso del fósforo, las concentraciones de PT fueron de 8 a 11,2 $\mu\text{g/L}$ y las de P-PO_4 fueron en su mayoría bajo el límite de detección ($< 2 \mu\text{g/L}$).

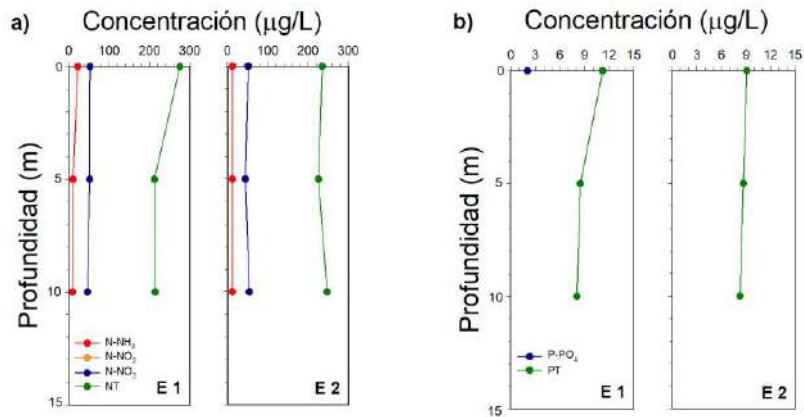


Figura 63. Perfiles de a) N-NH_4 , N-NO_2 , N-NO_3 , NT, b) P-PO_4 y PT en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago San Antonio en invierno del 2017.

En el lago San Antonio, las concentraciones de DOC fueron relativamente homogéneas en la columna de agua (Figura 64), oscilando entre 5,8 y 7 mg/L. Del modelo PARAFAC se identificaron componentes similares a ácidos húmicos (ácidos húmicos UVC, ácidos húmicos UVA, ácidos húmicos), ácidos fúlvicos y triptófanos. Los ácidos húmicos fueron los reflejaron mayores intensidades en toda la columna de agua.

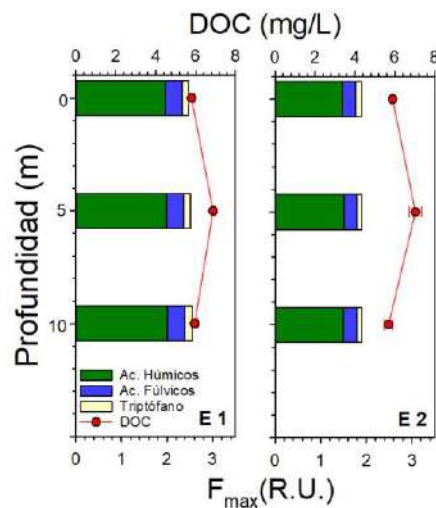


Figura 64. Concentraciones de DOC (mg/L) e intensidad de fluorescencia (F_{max} , R.U.) en las estaciones en estudio del lago San Antonio en invierno 2017.

4.2.11.2. Variables biológicas de la columna de agua

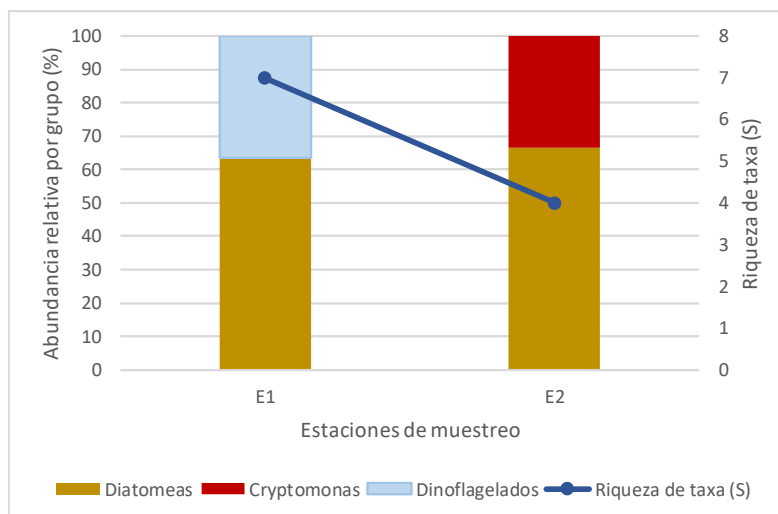


Figura 65. Estructura de la comunidad fitoplanctónica por grupo (phylum) y riqueza de taxa en las estaciones de muestreo del lago San Antonio.

En el lago San Antonio, la riqueza de taxa fue de 8 taxa, 3 diatomeas, 1 clorófito, 1 cianobacteria, 1 cryptomona, 1 dinoflagelado y 1 orófito. La estructura de la comunidad fitoplanctónica estuvo dominada por las diatomeas, y en codominancia las cryptomonas en la estación E2 y los dinoflagelados en la estación E1 (Figura 65).

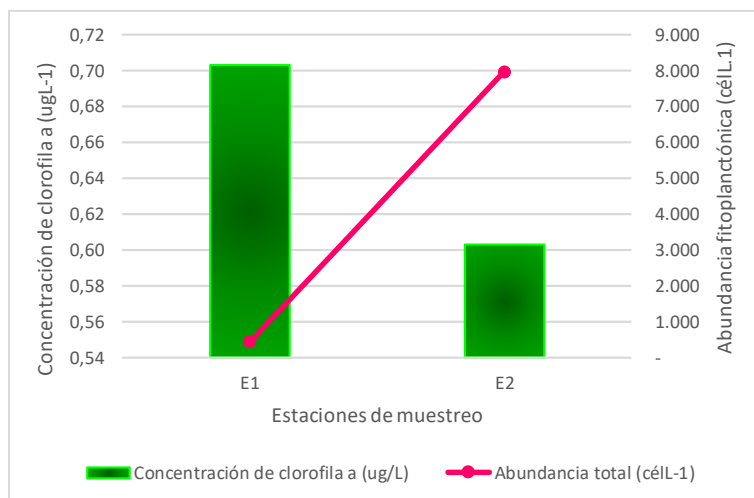


Figura 66. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila a en el lago San Antonio.

La concentración de clorofila a en el lago San Antonio, osciló entre 0,6 y 0,7 $\mu\text{g/L}^{-1}$ presentando poca variación entre las estaciones y manteniéndose dentro del rango ultra-oligotrófico para esta variable. Por otro lado, la abundancia fitoplanctónica total presentó gran diferencia entre las estaciones de muestreo, siendo en E1 440 y E2 7.990 cél/L^{-1} (Figura 66).

Tabla 12. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago San Antonio.

San Antonio					E1	E2
Phylum	Clase	Orden	Familia	Taxon	IndL-1	IndL-1
Crustacea	Hexanauplia	Calanoida	Centropagidae	Tumeodiaptomus diabolicus	0	0,243
		Cyclopoida	Cyclopidae	Tropocyclops prasinus	0,048	0,066
				Nauplius	0,024	0
	Branchiopoda	Anomopoda	Daphniidae	Daphnia ambigua	0,024	0,022
			Bosminidae	Bosmina (Linderobosmina) chilensis	1,886	1,989
				Abundancia total	1,981	2,321
				Riqueza de Taxa	3	4

En el lago San Antonio, se registraron 4 taxa todos crustáceos, siendo la especie numéricamente más representativa *Bosmina chilensis*. Así también se registraron estadios nauplius en E1. La abundancia total fue homogénea fluctuando entre 1,981 y 2,321 IndL⁻¹ (Tabla 12).

4.2.11.3. Variables fisicoquímicas del sedimento

La composición textural de las muestras de sedimento en ambas estaciones estuvo conformada prácticamente en su totalidad por fango (~82-100 %) (Figura 67).

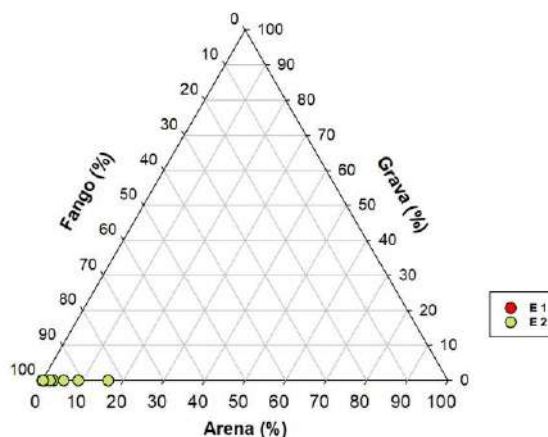


Figura 67. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones E1 y E2 del lago San Antonio.

4.2.12. Lago Yelcho

4.2.12.1. Variables fisicoquímicas de la columna de agua

En el lago Yelcho se apreció una columna de agua estratificada, con temperaturas superiores a 12,1 °C en superficie (Figura 68), para descender a valores cercanos a 8,1 °C en las estaciones más profundas. La columna de agua se encontró bien oxigenada, con concentraciones que oscilaron entre de 10,4 y 11 mg/L.

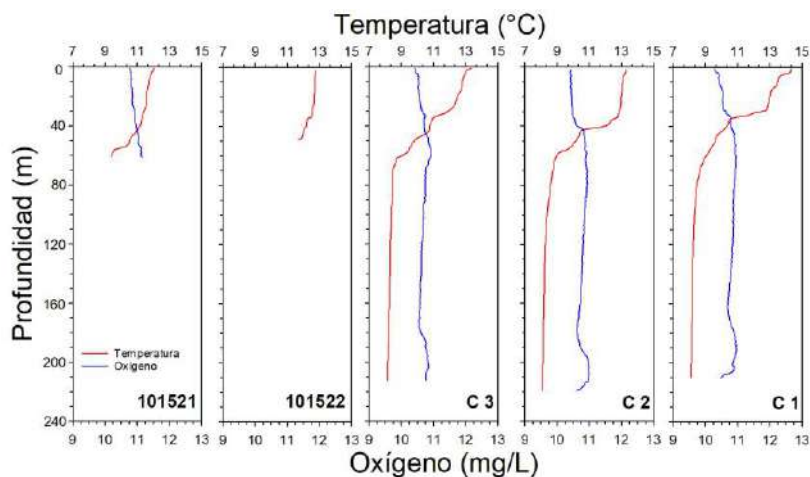


Figura 68. Perfiles de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) y oxígeno (mg/L) en la columna de agua de las estaciones 101521, 101522, C3, C2 y C1 del lago Yelcho en primavera.

Las concentraciones de nitrógeno total oscilaron de 21,9 a 60,8 $\mu\text{g/L}$, encontrándose conformado en mayoritariamente por su componente orgánico (Figura 69). Las concentraciones de N-NO_3 en el estrato superficial estuvieron bajo el límite de detección ($< 2 \mu\text{g/L}$), aumentando las concentraciones en profundidad, alcanzando concentraciones sobre los 20 $\mu\text{g/L}$. En relación al amonio y nitrato, estuvieron bajo el límite de detección en la mayoría de los casos.

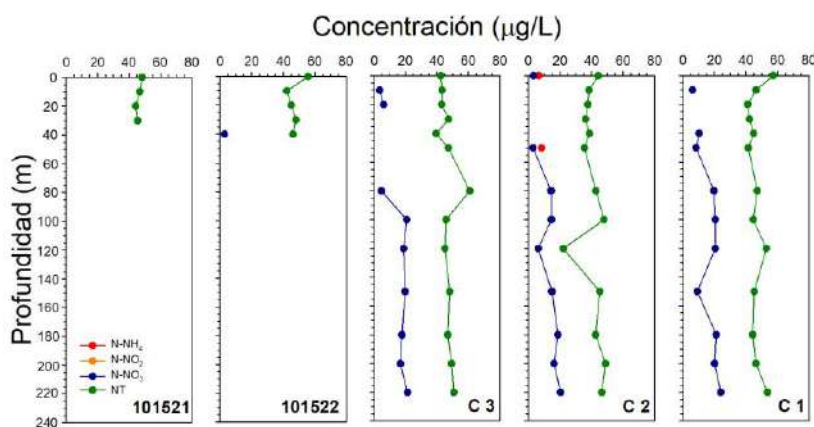


Figura 69. Perfiles de N-NH_4 , N-NO_2 , N-NO_3 y NT en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Yelcho en primavera del 2017.

En las estaciones 101522, C2 y C1 el PT estuvo mayoritariamente bajo el límite de detección ($< 5 \mu\text{g/L}$), mientras que en las estaciones 101521 y C3 las concentraciones fueron entre 5,2 y 11,3 $\mu\text{g/L}$, sin embargo en la estación C3 varios estratos superficiales se encontraron bajo el límite de detección (Figura 70). Para el caso del P-PO_4 ocurrió una situación similar, en varias profundidades de las estaciones 101521, C3 y C2 las concentraciones se encontraron bajo el límite de detección, mientras que en las estaciones 101522 y C1 se registraron concentraciones de 2 a 2,8 $\mu\text{g/L}$.

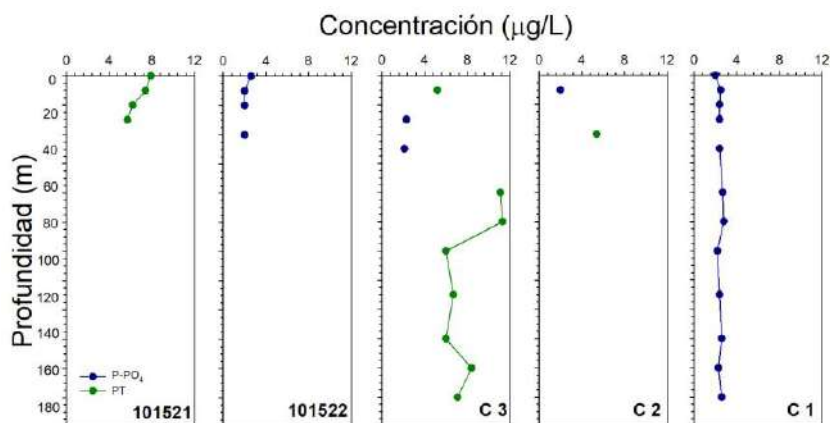


Figura 70. Perfiles de P-PO₄ y PT en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Yelcho en primavera del 2017.

4.2.12.2. Variables biológicas de la columna de agua

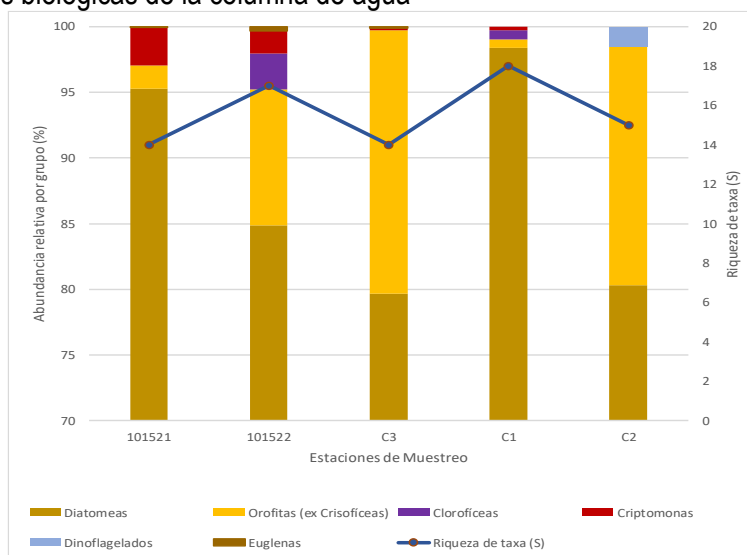


Figura 71. Estructura de la comunidad fitoplanctónica por grupo (phylum) y riqueza de taxa en las estaciones de muestreo del lago Yelcho.

En el lago Yelcho se registraron 27 taxa, de los cuales se encontraron 9 diatomeas, 9 clorófitas, 3 carófitas, 3 dinoflagelado, 1 orófito, 1 cryptomona, y 1 euglena. Más de un 70% de la abundancia relativa total por estación fue atribuible a las diatomeas, específicamente a *Fragillaria crotonensis* y *Tabellaria flocculosa*, del mismo modo las orófitas contribuyeron entre 1 a 18% de la abundancia total por estación representados por *Dynobryon divergens*. En menor proporción *Sphaerocystis schroeteri* y cryptomonas (Figura 71).

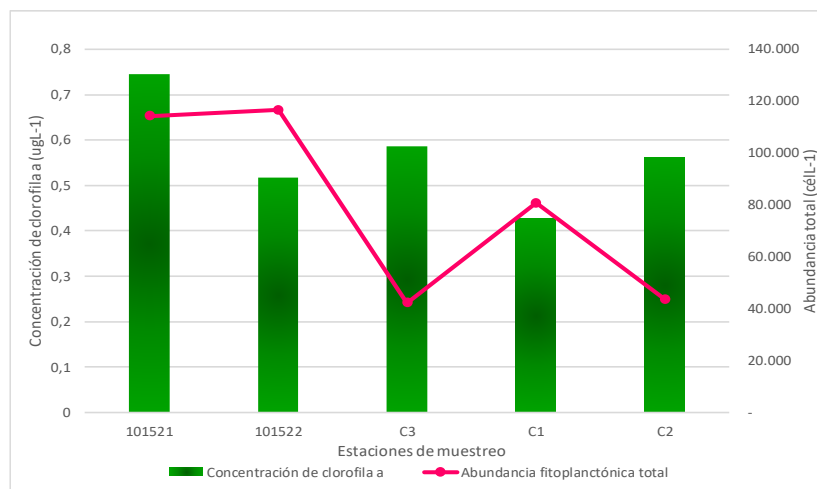


Figura 72. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila a en el lago Yelcho.

En el lago Yelcho la concentración de clorofila a osciló entre 0,428 y 0,745 ugL⁻¹ encontrándose dentro del rango para lagos ultra-oligotróficos. Por otro lado, la abundancia fitoplanctónica fluctuó entre 42.292 y 116.632 célL⁻¹ (Figura 72).

Tabla 13. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Yelcho.

Lago Yelcho					101521	101522	C3	C2	C1
Phylum	Clase	Orden	Familia	Taxon	IndL-1	IndL-1	IndL-1	IndL-1	IndL-1
Crustacea	Hexanauplia	Calanoida	Centropagidae	<i>Boeckella gracilipes</i>	0,166	1,699	1,122	0,673	0,023
		Cyclopoida	Cyclopidae	<i>Mesocyclops araucanus</i>	0,166	0,209	0,159	0,130	0,102
	hembra con huevos			0	0	0,004	0	0	
	Branchiopoda	Anomopoda	Daphniidae	<i>Daphnia pulex</i>	0	0,028	0,048	0,056	0
			Bosminidae	<i>Bosmina (Linderobosmina) chilensis</i>	0,060	0,097	0,044	0,074	0,162
Rotifera	Monogononta		Filiniidae	<i>Filinia longiseta</i>	0,093	2,354	2,387	1,049	0,107
				Abundancia total	0,484	4,387	3,764	1,982	0,395
				Riqueza de Taxa	4	5	5	5	4

En el lago Yelcho se encontraron 5 especies de organismos zooplanctónicos, 4 crustáceos y 1 rotífero. La abundancia osciló entre 0,395 y 4,387 IndL⁻¹, en las estaciones 101522 y C3 las cuales están asociadas al área media del lago (codo o remanso) se encontró la mayor cantidad y riqueza de organismos. La especie que aportó en mayor medida a las abundancias reportadas fue *F. longiseta*, seguido de *B. gracilipes*. *M. longuisetus* estuvo presente en todas las estaciones de muestreo en baja abundancia, más aún fue la única especie con hembras ovígeras en el lago específicamente en la estación C3 (Tabla 13).

4.2.12.3. Variables fisicoquímicas del sedimento

La composición textural del sedimento de ambas estaciones en estudio, en general tendió a presentar altísimos porcentajes de fango (~75 – 98 %), salvo una muestra de la estación 101522 con altos valores de arena (74%) (Figura 73).

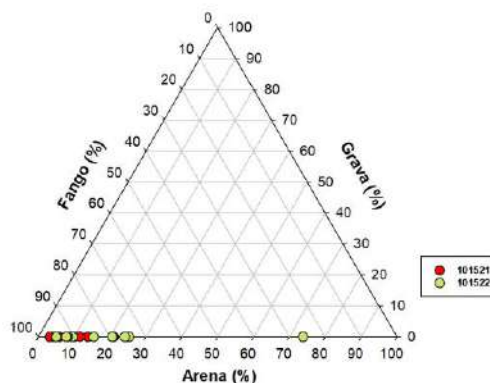


Figura 73. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones 101521 y 101522 del lago Yelcho.

4.2.13. Lago Riesco

4.2.13.1. Variables fisicoquímicas de la columna de agua

En el lago Riesco, la temperatura mostró un claro descenso con la profundidad (Figura 74), registrando en superficie temperaturas cercanas a los 9 °C, mientras que en profundidad alcanzó los 5,8 °C en las estaciones más profundas. La columna de agua estuvo bien oxigenada, pasado los 40 m las concentraciones de oxígeno comenzaron a disminuir, alcanzando los 6,7 mg/L en la estación más profundas.

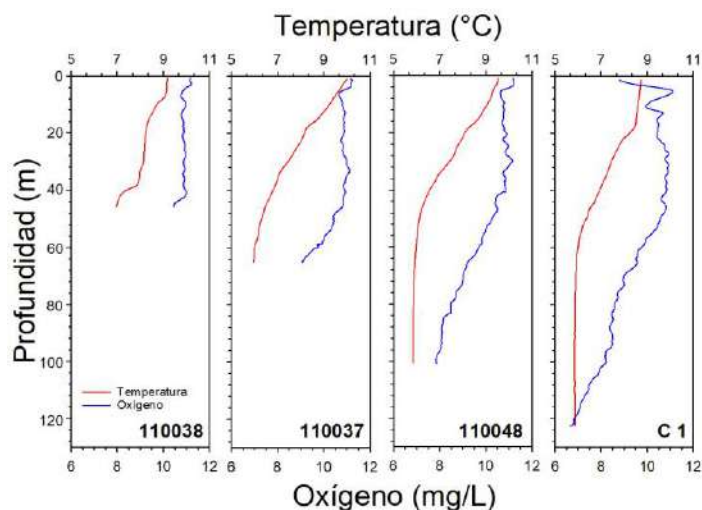


Figura 74. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en la columna de agua de las estaciones 110038, 110037, 110048 y C1 del lago Riesco en primavera.

Las concentraciones de NT en el lago Riesco oscilaron entre 61,3 y 112,8 µg/L (Figura 75), en general hasta los 50 m el NT se presentó relativamente homogéneo y estuvo constituido en su mayoría por su forma orgánica, para después aumentar en profundidad, encontrándose conformado principalmente por la fracción inorgánica. El nitrato fue el mayor componente inorgánico en el lago Riesco, variando entre 15,9 y 72,6 µg/L. El N-NH₄ y N-NO₂ se encontraron bajo el límite de detección en la mayoría de los casos, salvo el amonio a los 0 m en la estación C1 (9 µg/L).

Las concentraciones de PT y P-PO₄ estuvieron mayoritariamente bajo el límite de detección (< 5 y < 2 µg/L, respectivamente), a excepción de la estación 110038 a los 0 m (13,4 µg/L).

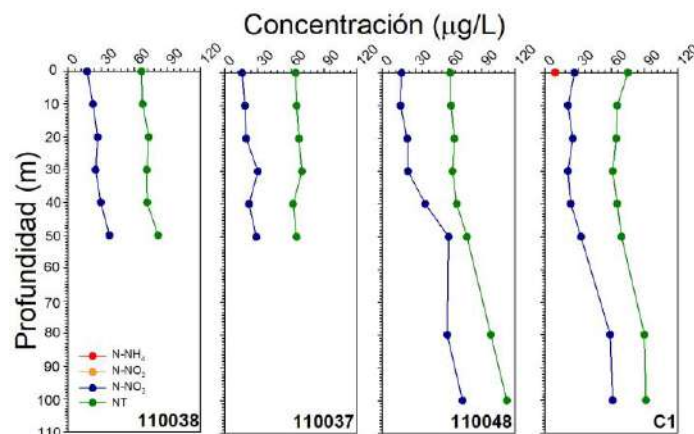


Figura 75. Perfiles de N-NH₄, N-NO₂, N-NO₃ y NT en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Riesco en primavera del 2017.

4.2.13.2. Variables biológicas de la columna de agua

En el lago Riesco, se registraron 22 taxa de los cuales 13 fueron diatomeas, 3 clorófitas, 2 carófitas, 1 orófito, 1 dinoflagelado, 1 euglena y 1 cryptomona. Más de un 90% de la abundancia total por estación fue atribuible a diatomeas, específicamente a *Tabellaria flocculosa*, *Asterionella Formosa* y *Fragilaria* sp. De las orófitas, *Dinobryon divergens* presentó entre un 1 y 3% de abundancia relativa. Finalmente, sólo en la estación 110048 se presentaron en baja proporción euglenas, y en la estación 110038 se presentaron con escasa representatividad los dinoflagelados (Figura 76).

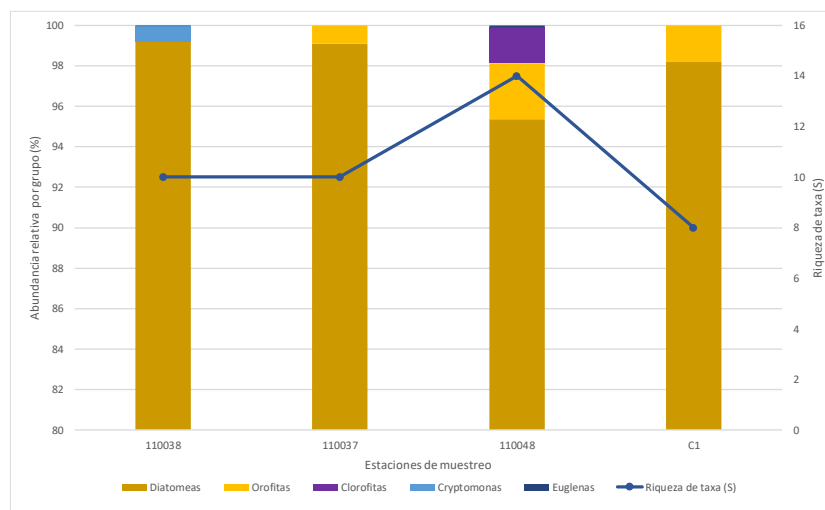


Figura 76. Estructura de la comunidad fitoplanctónica por grupo (phylum) y riqueza de taxa en las estaciones de muestreo del lago Riesco.

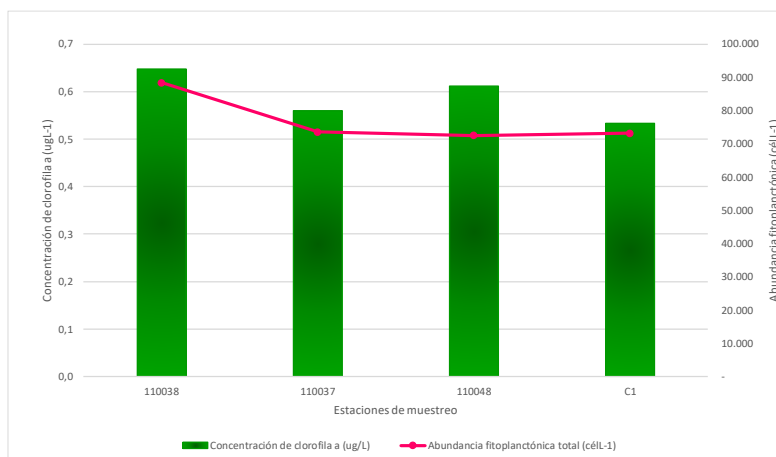


Figura 77. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila a en el lago Riesco.

La concentración de clorofila a en el lago Riesco, tuvo poca variación, oscilando entre 0,5 y 0,6 $\mu\text{g L}^{-1}$, manteniéndose dentro del rango ultra – oligotróficos. Por otro lado, la abundancia fitoplanctónica fluctuó entre 72.550 y 88.382 cél L^{-1} (Figura 77).

Tabla 14. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Riesco.

Lago Riesco					110038	110037	110048	C1
Phylum	Clase	Orden	Familia	Taxon	IndL-1	IndL-1	IndL-1	IndL-1
Crustacea	Hexanauplia	Calanoida	Centropagidae	<i>Boeckella gracilipes</i>	1,066	1,182	2,024	0,843
				hembra con huevos	0	0	0,074	0,023
				<i>Parabroteas sarsi</i>	0	0	0,011	0
				<i>Tropocyclops prasinus</i>	0,004	0	0	0
				Nauplius	0	0	0	0,014
	Branchiopoda	Anomopoda	Daphniidae	<i>Daphnia pulex</i>	0,004	0,024	0,074	0,018
Abundancia total					1,074	1,206	2,183	0,897
Riqueza de Taxa					3	2	3	2

En el lago Riesco, la riqueza de taxa del zooplancton fue representado exclusivamente por 4 especies de crustáceos, además de nauplius. Las abundancias fluctuaron entre 0,897 y 2,183 Ind L^{-1} , siendo la estación que presentó el mayor numero 11048. Por otro lado, la especie más representativa espacial y numéricamente fue *Boeckella gracilipes* (Tabla 14).

4.2.14. Lago Sofía

4.2.14.1. Variables fisicoquímicas de la columna de agua

La temperatura en el lago Sofía mostró pequeñas variaciones en la columna de agua, oscilando entre 9,1 y 9,6 $^{\circ}\text{C}$ (Figura 78). Los perfiles de oxígeno evidencian una columna de agua bien oxigenada.

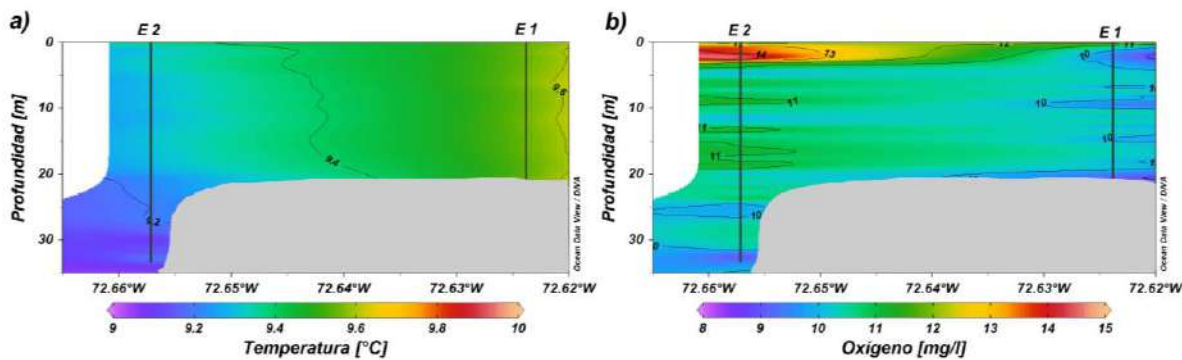


Figura 78. Perfiles de a) temperatura ($^{\circ}\text{C}$) y b) oxígeno (mg/L) en el lago Sofía en primavera 2017.

En el lago Sofía se registraron elevadas concentraciones de nitrógeno total, de 213,7 a 269,9 $\mu\text{g/L}$ (Figura 79), encontrándose constituido principalmente por su componente orgánico. Sus formas inorgánicas se encontraron mayoritariamente bajo el límite de detección, cabe destacar que las concentraciones de N-NH_4 que estuvieron sobre el límite de detección oscilaron entre 6 y 11,6 $\mu\text{g/L}$.

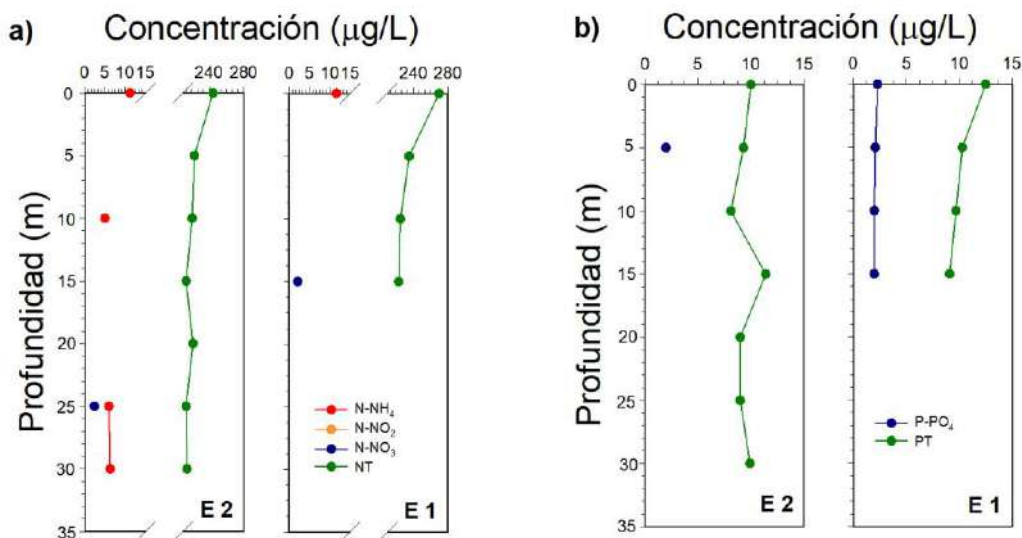


Figura 79. Perfiles de a) N-NH_4 , N-NO_2 , N-NO_3 , NT, b) P-PO_4 y PT en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Sofía en primavera del 2017.

Así mismo, las concentraciones registradas de fósforo total también fueron elevadas, entre 8,1 a 12,5 $\mu\text{g/L}$ (Figura 79). El P-PO_4 fue de 2 a 2,3 $\mu\text{g/L}$, en la estación E2 estuvo en su mayoría bajo el límite de detección.

4.2.14.2. Variables biológicas de la columna de agua

En el lago Sofía se registraron 7 taxa, 5 diatomeas y 2 clorófitas, siendo las diatomeas los organismos dominantes del fitoplancton, específicamente *Cyclotella ocellata* (Figura 80).

La concentración de clorofila *a* fue de 0,5 $\mu\text{g L}^{-1}$ en ambas estaciones de muestreo, manteniéndose dentro del rango establecido para lagos ultra-oligotróficos. La concentración celular de organismos fitoplanctónicos osciló entre 4.235 y 7.561 cél L^{-1} (Figura 81).

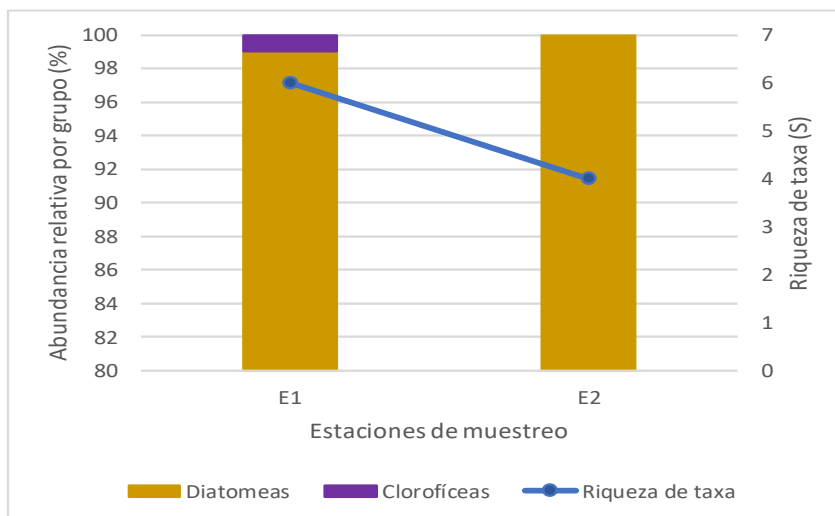


Figura 80. Estructura de la comunidad fitoplanctónica por grupo (phylum) y riqueza de taxa en las estaciones de muestreo del lago Sofía.

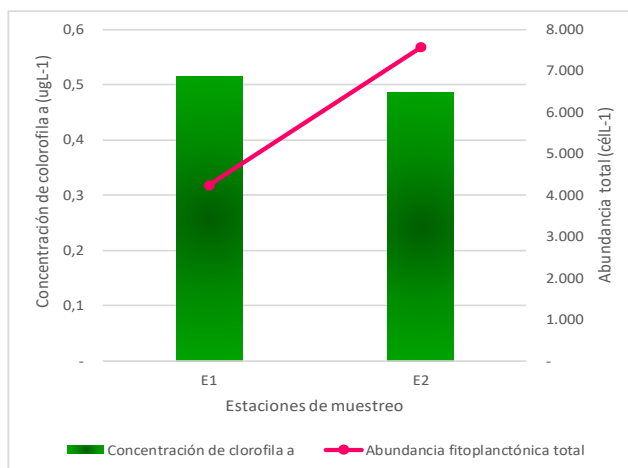


Figura 81. Abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila *a* en el lago Sofía.

En el lago Sofía, se encontraron 5 especies de organismos zooplanctónicos, todos crustáceos. La abundancia osciló entre 4,369 y 6,220 Ind L^{-1} . La especie más abundante fue *Boeckella gracilipes*, observándose hembras con huevos. Ambas estaciones de muestreo presentaron la misma riqueza de taxa (Tabla 15).

Tabla 15. Clasificación taxonómica, abundancia y riqueza de taxa de organismos zooplanctónicos en el lago Sofía.

Lago Sofia					E1	C1
Phylum	Clase	Orden	Familia	Taxon	IndL-1	IndL-1
Crustacea	Hexanauplia	Calanoida	Centropagidae	<i>Boeckella gracilipes</i>	4,958	3,000
				hembra con huevos	0,371	0,302
		Cyclopoida	Cydopidae	<i>Boeckella poppei</i>	0,074	0,056
				hembra con huevos	0,037	0
	Branchiopoda	Anomopoda	Daphniidae	<i>Acanthocyclops vernalis</i>	0,149	0,040
				<i>Daphnia pulex</i>	0,501	0,907
				<i>Ceriodaphnia dubia</i>	0,130	0,064
				Abundancia total	6,220	4,369
				Riqueza de Taxa	5	5

4.2.14.3. Variables fisicoquímicas del sedimento

De acuerdo a la composición textural del sedimento, la estación E1 estuvo compuesta en su totalidad por fango. E1 también tendió a presentar altos porcentajes de fango, salvo en dos muestras que estuvieron conformadas por mezclas arena-fango, casi en igual proporción (Figura 82).

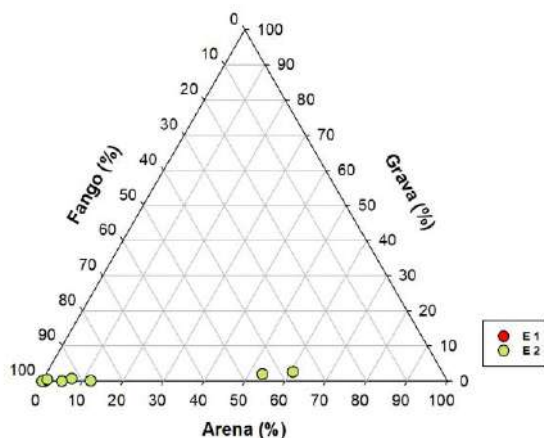


Figura 82. Clasificación textural del sedimento (porcentaje de arena, grava y fango) en las estaciones E1 y E2 del lago Sofía.

4.3. Objetivo específico 3

Evaluar el estado trófico en todos los lagos estudiados.

4.3.1. Lago Ranco

La transparencia en el lago Ranco indica un estado oligotrófico (Figura 83), mientras que las concentraciones de nitrógeno total se encontraron dentro del rango ultraoligotrófico. Para el caso de las concentraciones de fósforo total la mayoría de las concentraciones estuvieron bajo el límite de detección ($< 5 \mu\text{g/L}$), y las concentraciones mayores oscilaron en el estado oligotrófico. En tanto las concentraciones de clorofila en el lago Ranco indicaron un estado ultraoligotrófico.

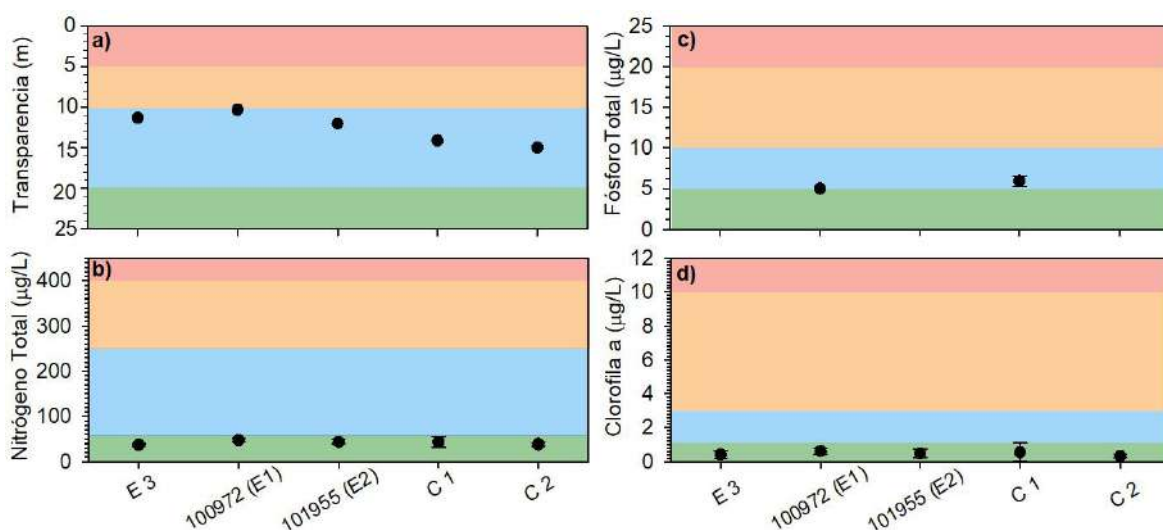


Figura 83. Valores de a) transparencia (m) y concentraciones promedio de b) nitrógeno total ($\mu\text{g/L}$), c) fósforo total ($\mu\text{g/L}$) y d) clorofila ($\mu\text{g/L}$) en las estaciones en estudio del lago Ranco. Los colores en las gráficas indican el estado trófico (rojo= eutrófico, naranja= mesotrófico, celeste= oligotrófico, verde= ultraoligotrófico).

4.3.2. Lago Puyehue

En el lago Puyehue todos los valores de transparencia se encontraron dentro de un estado mesotrófico (Figura 84). Mientras que las concentraciones de nitrógeno y fósforo total se oscilaron dentro de una condición oligotrófica, sin embargo, en la mayoría de las estaciones estudiadas las concentraciones de PT estuvieron bajo el límite de detección ($< 5 \mu\text{g/L}$). Las concentraciones de clorofila fueron bajas, no superaron los $1 \mu\text{g/L}$, concentraciones asociadas a un estado ultraoligotrófico.

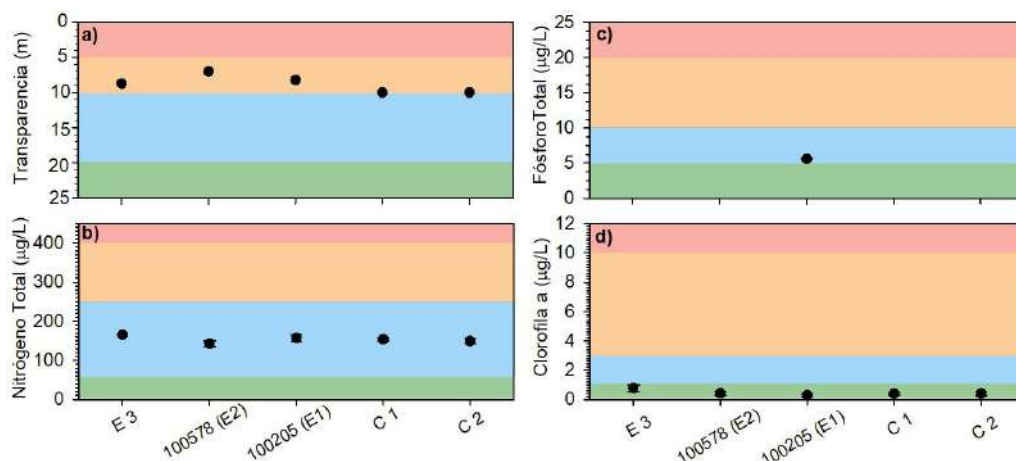


Figura 84. Valores de a) transparencia (m) y concentraciones promedio de b) nitrógeno total ($\mu\text{g/L}$), c) fósforo total ($\mu\text{g/L}$) y d) clorofila ($\mu\text{g/L}$) en las estaciones en estudio del lago Puyehue. Los colores en las gráficas indican el estado trófico (rojo= eutrófico, naranja= mesotrófico, celeste= oligotrófico, verde= ultraoligotrófico).

4.3.3. Lago Rupanco

La transparencia en el lago Rupanco estuvo mayoritariamente dentro de un estado oligotrófico (Figura 85). Las concentraciones promedio de NT no superaron los $60 \mu\text{g/L}$ indicando una condición ultraoligotrófica, no obstante, en algunas profundidades de las estaciones 100522, 101851 y C2 las concentraciones se situaron dentro del rango oligotrófico. En el caso del PT, en la mayoría de las profundidades las concentraciones estuvieron bajo el límite de detección, sin embargo, la mayoría de las concentraciones registradas evidenciaron un estado oligotrófico. En tanto las concentraciones de clorofila en el lago Rupanco oscilaron dentro del rango ultraoligotrófico y oligotrófico.

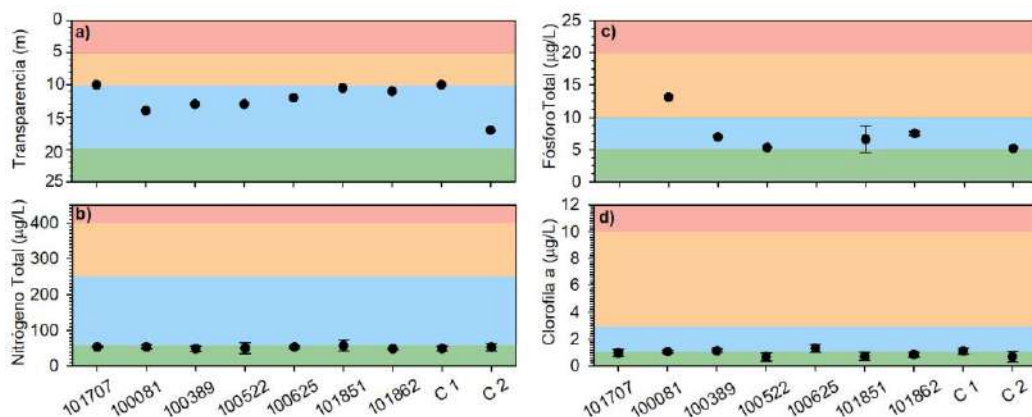


Figura 85. Valores de a) transparencia (m) y concentraciones promedio de b) nitrógeno total ($\mu\text{g/L}$), c) fósforo total ($\mu\text{g/L}$) y d) clorofila ($\mu\text{g/L}$) en las estaciones en estudio del lago Rupanco. Los colores en las gráficas indican el estado trófico (rojo= eutrófico, naranja= mesotrófico, celeste= oligotrófico, verde= ultraoligotrófico).

4.3.4. Lago Llanquihue

En el lago Llanquihue la transparencia se encontró dentro de la oligotrofia, aunque en tres estaciones presentó una condición mesotrófica (Figura 86). En general las concentraciones de NT evidenciaron un estado ultraoligotrófico, sin embargo, en la estación 100332 se presentó una

condición oligotrófica. Para el caso de PT, la mayoría de las concentraciones estuvieron bajo el límite de detección ($< 5 \mu\text{g/L}$) y el resto de las concentraciones indicaron una condición oligotrófica. En tanto las concentraciones de clorofila fluctuaron entre un estado ultraoligotrófico y oligotrófico.

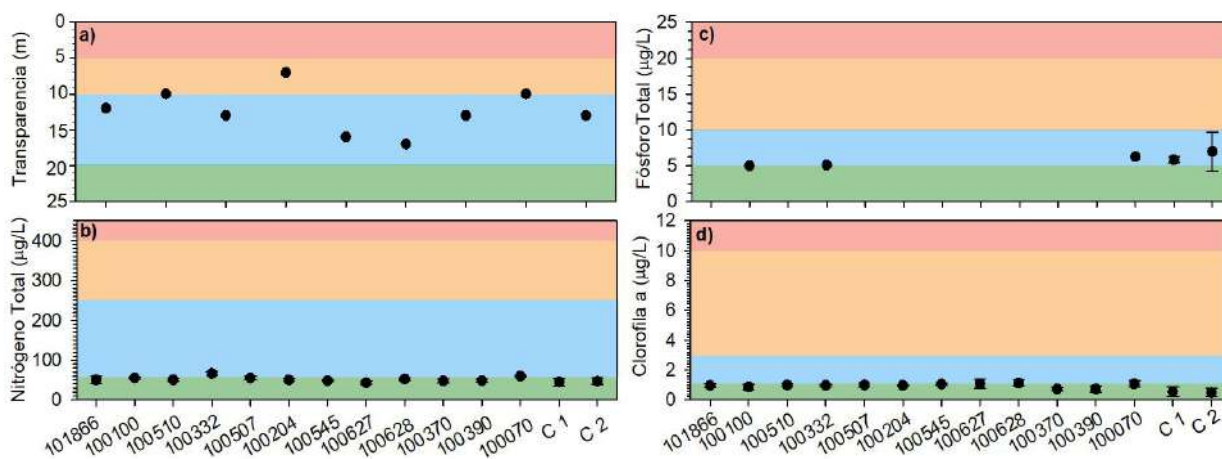


Figura 86. Valores de a) transparencia (m) y concentraciones promedio de b) nitrógeno total ($\mu\text{g/L}$), c) fósforo total ($\mu\text{g/L}$) y d) clorofila ($\mu\text{g/L}$) en las estaciones en estudio del lago Llanquihue. Los colores en las gráficas indican el estado trófico (rojo= eutrófico, naranja= mesotrófico, celeste= oligotrófico, verde= ultraoligotrófico).

4.3.5. Lago Chapo

La transparencia del lago Chapo fue variable, oscilando entre una condición oligotrófica a eutrófica (Figura 87). Las concentraciones de NT fueron de un estado ultraoligotrófico a oligotrófico. En relación al PT, las concentraciones oscilaron entre un estado oligotrófico a mesotrófico, sin embargo, en 4 estaciones (101291, 101332, 101051, 101278) y en la mayoría de las profundidades de las restantes estaciones las concentraciones estuvieron bajo el límite de detección ($< 5 \mu\text{g/L}$). La clorofila en el lago Chapo presentó mayoritariamente una condición ultraoligotrófica.

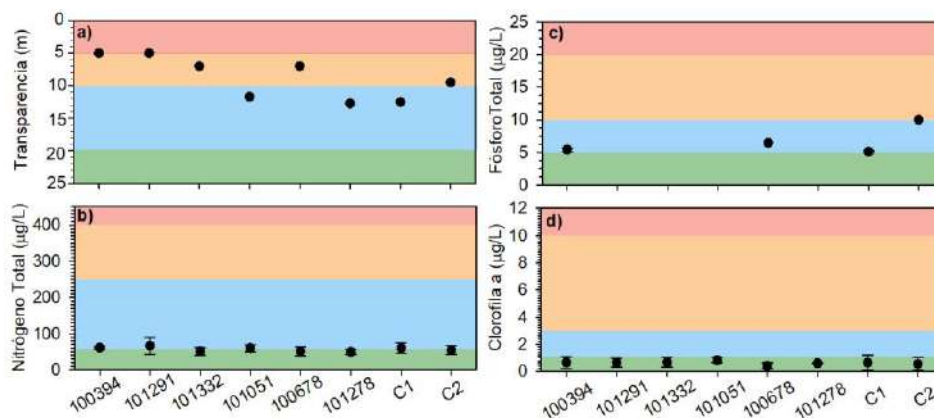


Figura 87. Valores de a) transparencia (m) y concentraciones promedio de b) nitrógeno total ($\mu\text{g/L}$), c) fósforo total ($\mu\text{g/L}$) y d) clorofila ($\mu\text{g/L}$) en las estaciones en estudio del lago Chapo. Los colores en las gráficas indican el estado trófico (rojo= eutrófico, naranja= mesotrófico, celeste= oligotrófico, verde= ultraoligotrófico).

4.3.6. Lago Popetán

En el lago Popetán, las concentraciones de fósforo total se encontraron dentro del rango oligotrófico (Figura 88), con concentraciones que oscilaron de 6,3 a 6,9 $\mu\text{g/L}$, además de dos profundidades (0 y 10 m) en la estación E2 con concentraciones bajo el límite de detección. Por el contrario, se registraron elevados valores de color, variando entre 47,4 y 57,8 mg Pt/L. Así las variables de color y PT estarían indicando un estado distrófico para el lago Popetán, lo cual permitiría inferir que la materia orgánica tendría un origen mayoritariamente alóctono.

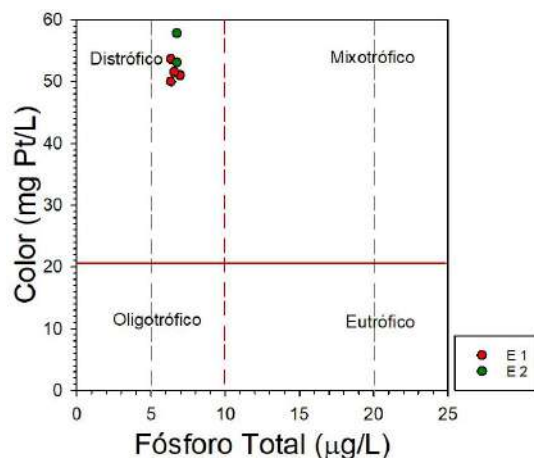


Figura 88. Modelo conceptual nutriente color para el lago Popetán. Relación entre fósforo total ($\mu\text{g/L}$) y color (mg Pt/L). Las líneas verticales punteadas muestran los rangos tróficos clásicos para el fósforo total (ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico). La línea horizontal continua indica el límite de color (bajo, elevado).

4.3.7. Sistema lacustre Huillinco- Cucao

Las concentraciones de fósforo total obtenidos en los lagos Huillinco y Cucao fueron muy elevadas, las que fluctuaron entre los 11 y 321,2 $\mu\text{g/L}$ (Figura 89). De igual forma, los valores de color fueron bastante elevados, a pesar que algunos registros estuvieron bajo los 20,46 mg Pt/L, la mayoría de los valores se situaron por sobre el límite establecido. De este modo, para el sistema de lagos Huillinco-Cucao el modelo conceptual estaría indicando un estado mayoritariamente mixotrófico, condición asociada a elevada materia orgánica de origen autóctono como alóctono.

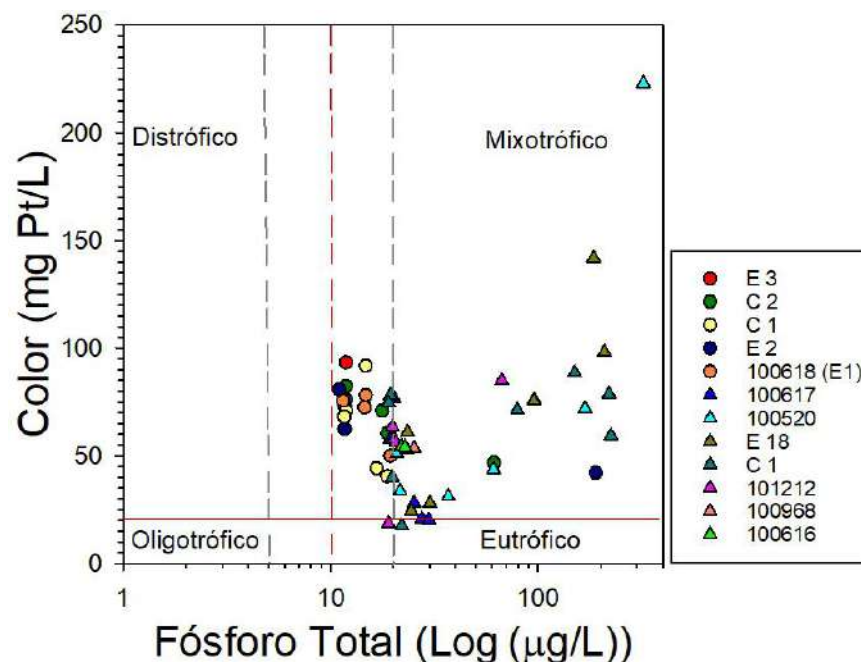


Figura 89. Modelo conceptual nutriente color para el complejo Huillinco-Cucao. Relación entre fósforo total (Log ($\mu\text{g/L}$)) y color (mg Pt/L). Las líneas verticales punteadas muestran los rangos tróficos clásicos para el fósforo total (ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico). La línea horizontal continua indica el límite de color (bajo, elevado).

4.3.8. Lago Tarahuín

En el lago Tarahuín las concentraciones de fósforo total fueron elevadas en todos los registros, de 21,5 a 24,8 $\mu\text{g/L}$ (Figura 90). Así mismo los valores de color estuvieron entre 21,2 y 25,9 $\mu\text{g/L}$, estando dentro del rango elevado. Por medio del modelo conceptual nutriente color se puede diferenciar una condición mixotrófica para el lago Tarahuín, la que se relaciona con elevada materia orgánica de origen autóctono y alóctono.

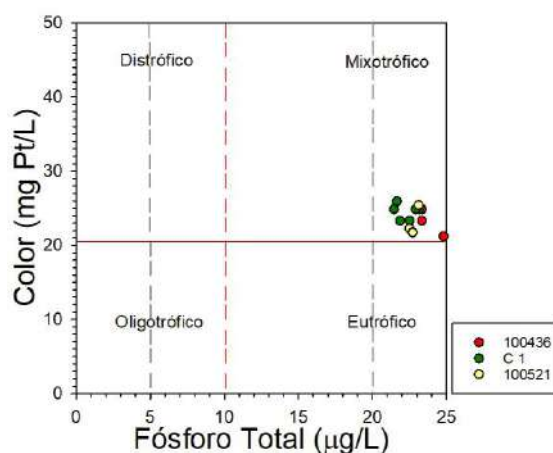


Figura 90. Modelo conceptual nutriente color para el lago Tarahuín. Relación entre fósforo total ($\mu\text{g/L}$) y color (mg Pt/L). Las líneas verticales punteadas muestran los rangos tróficos clásicos para el fósforo total (ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico). La línea horizontal continua indica el límite de color (bajo, elevado).

4.3.9. Lago Natri

El fósforo total en el lago Natri presentó concentraciones que fluctuaron entre 10,5 a 14,3 $\mu\text{g/L}$, concentraciones asociadas a un estado mesotrófico según la trofia clásica para esta variable (Figura 91). En relación al color, todos los registros fueron elevados (superiores a 20,46 mg Pt/L), con valores que fueron de 23,3 a 32,2 mg Pt/L. Por consiguiente, las variables del modelo conceptual estarían indicando una condición mixotrófica, lo que implicaría que el lago Natri tendía elevada materia orgánica de origen autóctono como alóctono.

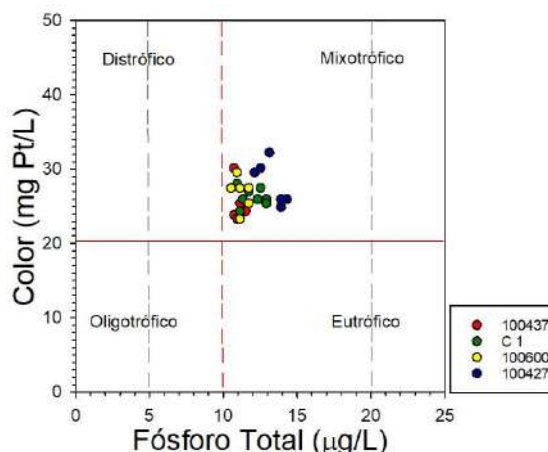


Figura 91. Modelo conceptual nutriente color para el lago Natri. Relación entre fósforo total ($\mu\text{g/L}$) y color (mg Pt/L). Las líneas verticales punteadas muestran los rangos tróficos clásicos para el fósforo total (ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico). La línea horizontal continua indica el límite de color (bajo, elevado).

4.3.10. Lago Tepuhueico

En el lago Tepuhueico las concentraciones de fósforo total fueron de 8 a 10,6 $\mu\text{g/L}$ (Figura 92), encontrándose entre una condición oligotrofia a eutrófica, el modelo no considera la categoría mesotrófica para el fósforo. Mientras que los valores de color fueron elevados, fluctuando entre 56,8 y 74 mg Pt/L. Por tanto, según el modelo conceptual el lago Tepuhueico fluctuaría entre una condición distrófica a mixotrófica.

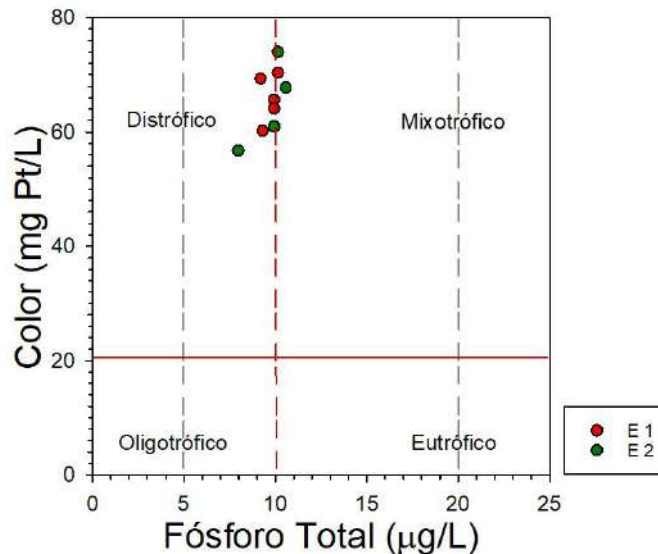


Figura 92. Modelo conceptual nutriente color para el lago Tepuhueico. Relación entre fósforo total ($\mu\text{g/L}$) y color (mg Pt/L). Las líneas verticales punteadas muestran los rangos tróficos clásicos para el fósforo total (ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico). La línea horizontal continua indica el límite de color (bajo, elevado).

4.3.11. Lago San Antonio

En el lago San Antonio las concentraciones de fósforo total oscilaron entre 8 y 11,2 $\mu\text{g/L}$, presentando mayoritariamente una condición oligotrófica (Figura 93). En cuanto al color, se registraron elevados valores, que fluctuaron entre 68,3 y 78,2 mg Pt/L . Por consiguiente, el modelo conceptual estaría indicando una condición mayoritariamente distrófica, indicando que en el lago San Antonio la materia orgánica se encontraría conformada principalmente por la de origen alóctono.

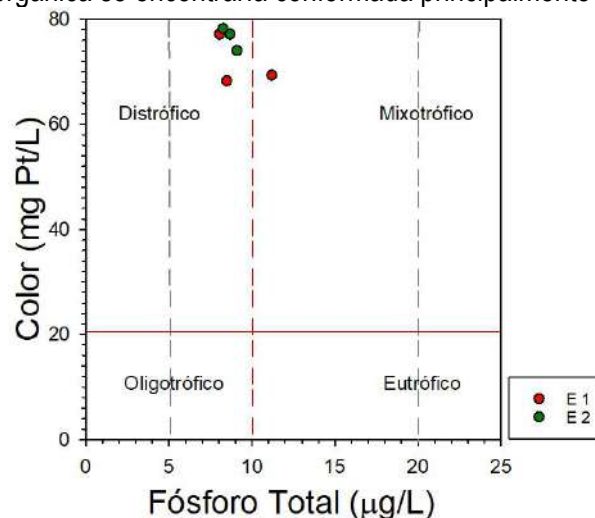


Figura 93. Modelo conceptual nutriente color para el lago San Antonio. Relación entre fósforo total ($\mu\text{g/L}$) y color (mg Pt/L). Las líneas verticales punteadas muestran los rangos tróficos clásicos para el fósforo total (ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico). La línea horizontal continua indica el límite de color (bajo, elevado).

4.3.12. Lago Yelcho

En el lago Yelcho la transparencia registrada en todas las estaciones indicó una condición mesotrófica (Figura 94). Para el caso de las concentraciones de nitrógeno total, todas se encontraron dentro del rango ultraoligotrófico. En tanto las concentraciones de PT registradas en las estaciones 101522, C1 y C2 se encontraron bajo el límite de detección ($< 5 \mu\text{g/L}$), a excepción por en la estación C2 a os 40 m ($5,4 \mu\text{g/L}$), mientras que en las estaciones 101521 y C3 las concentraciones registradas oscilaron dentro del rango oligotrófico. En tanto las concentraciones de la variable de clorofila fueron inferiores a $1 \mu\text{g/L}$, evidenciando un estado ultraoligotrófico.

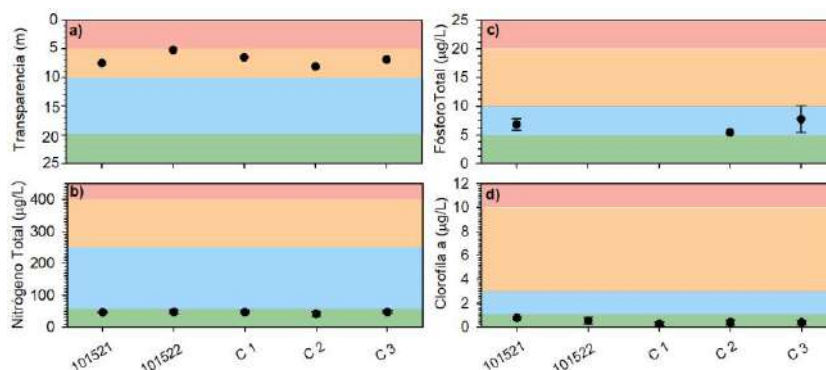


Figura 94. Valores de a) transparencia (m) y concentraciones promedio de b) nitrógeno total ($\mu\text{g/L}$), c) fósforo total ($\mu\text{g/L}$) y d) clorofila ($\mu\text{g/L}$) en las estaciones en estudio del lago Yelcho. Los colores en las gráficas indican el estado trófico (rojo= eutrófico, naranja= mesotrófico, celeste= oligotrófico, verde= ultraoligotrófico).

4.3.13. Lago Riesco

La transparencia en el lago Riesco evidenció una condición mesotrófica para esta variable de trofia (Figura 95). Un estado oligotrófico se asoció al nitrógeno total, mientras que en el caso del fósforo total las concentraciones registradas estuvieron todas bajo el límite de detección, exceptuando la concentración registrada en la estación 110038 a los 0 m ($13,4 \mu\text{g/L}$), concentración asociada a un estado mesotrófico. Las concentraciones de clorofila oscilaron dentro del estado ultraoligotrófico.

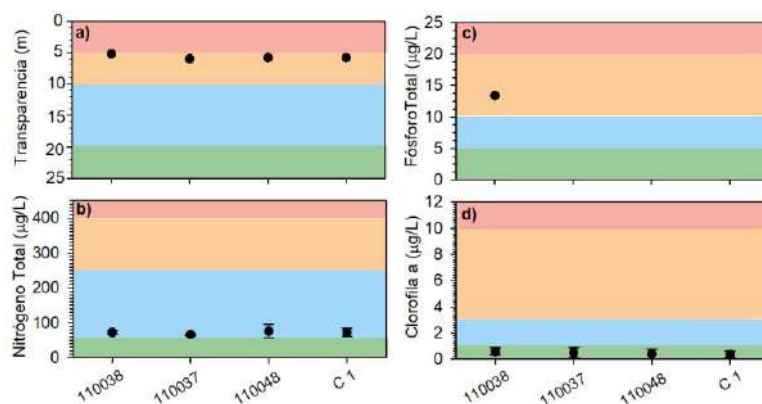


Figura 95. Valores de a) transparencia (m) y concentraciones promedio de b) nitrógeno total ($\mu\text{g/L}$), c) fósforo total ($\mu\text{g/L}$) y d) clorofila ($\mu\text{g/L}$) en las estaciones en estudio del lago Riesco. Los colores en las gráficas indican el estado trófico (rojo= eutrófico, naranja= mesotrófico, celeste= oligotrófico, verde= ultraoligotrófico).

4.3.14. lago Sofía

En el lago Sofía la transparencia evidenció una condición eutrófica (Figura 96), con valores inferiores a 5 m de transparencia. Mientras que las concentraciones de nutrientes oscilaron entre una condición oligotrófica a mesotrófica. Las concentraciones de clorofila fueron inferiores a 1 $\mu\text{g/L}$, indicaron un estado ultraoligotrófico.

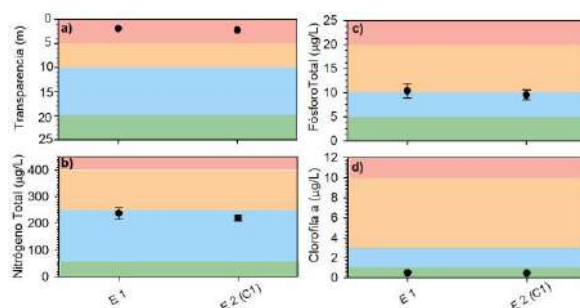


Figura 96. Valores de a) transparencia (m) y concentraciones promedio de b) nitrógeno total ($\mu\text{g/L}$), c) fósforo total ($\mu\text{g/L}$) y d) clorofila ($\mu\text{g/L}$) en las estaciones en estudio del lago Sofía. Los colores en las gráficas indican el estado trófico (rojo= eutrófico, naranja= mesotrófico, celeste= oligotrófico, verde= ultraoligotrófico).

4.4. Objetivo específico 4

Realizar balance hidrológico y de nutrientes de los lagos Popetán, Cucao, Huillinco, Tarahuín, Natri, Tepuhueico y Sofía.

4.4.1. Lago Popetán

i) Uso de suelo y cobertura vegetal

Se identificaron 20 subcuencas, con un total de 2.125 ha (Figura 97). Los principales usos de suelo y cobertura vegetal fueron las praderas (38,2%), bosque nativo (36,3%) y matorral (21%) (Figura 98). Si bien, esta cuenca presenta un alto grado de asentamiento urbano, el uso de suelo Urbano representa sólo el 0,3%. Sin embargo, la alta contribución de praderas al uso de suelo indica un alto grado de antropización.

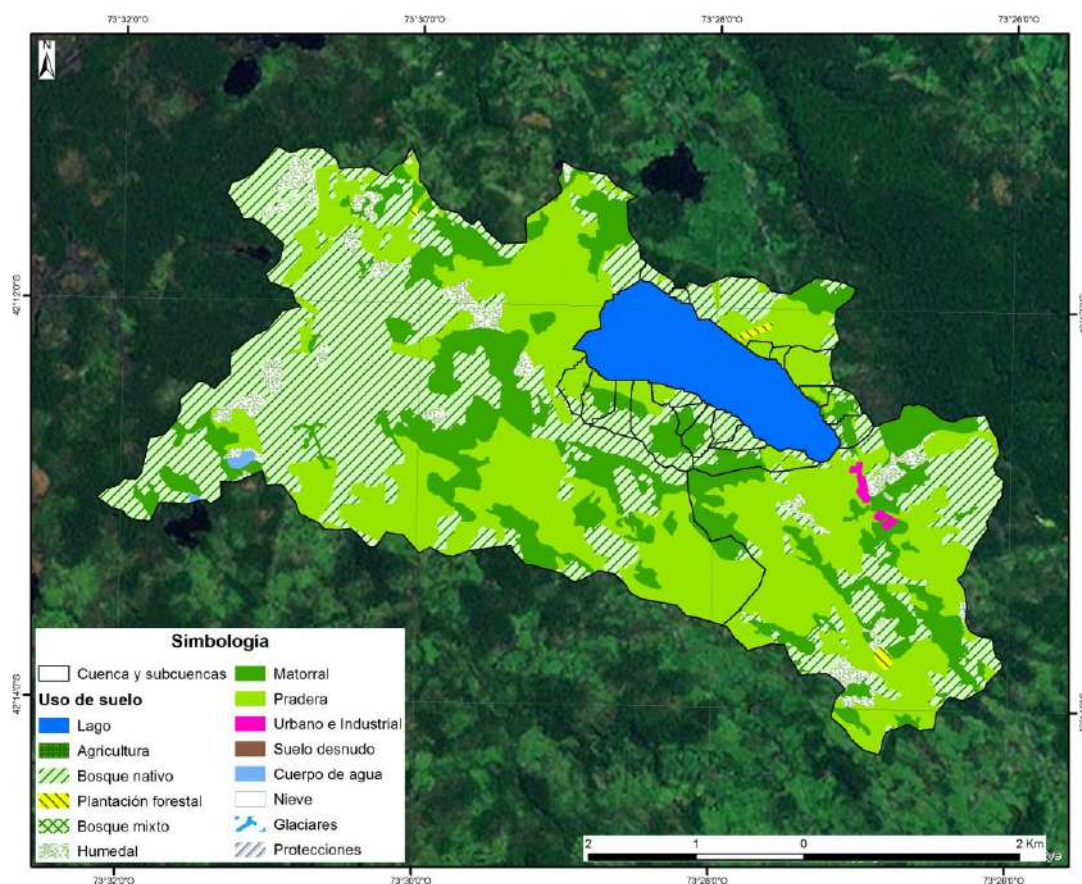


Figura 97. Mapa uso de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Popetán.

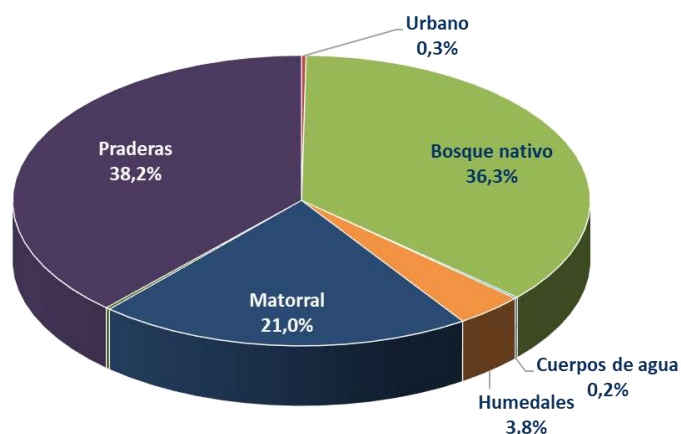


Figura 98. Uso de suelo y cobertura vegetal cuenca lacustre Popetán.

ii) Estimación del balance hídrico

De acuerdo al balance hidrológico para el año 2017, el tiempo de renovación teórica calculado para el volumen de agua del lago Popetán (0,0227 km³) fue de 0,28 años. Las entradas de agua provenientes de escorrentías de las 20 subcuencas fueron 0,046 km³/año y un egreso de 0,041 km³/año, por su desagüe, el río Colu (Tabla 16).

Tabla 16. Balance hidrológico del lago Popetán.

Balance hidrológico 2017		km³/año
Entradas	Ríos	0,042
	Precipitación	0,004
	Total entradas	0,046
Salidas	Efluente	0,39
	Evaporación	0,001
	Total salidas	0,041
	Drenaje profundo	0,006
Tiempo de renovación	0,49 años	

iii) Estimación del balance de nutrientes

a) Aportes de nutrientes por uso de suelo de la Cuenca

El aporte de PT proveniente de las praderas correspondió a 0,51 ton/año representando un 61,7% del aporte total.

Tabla 17. Aporte de Fósforo total (PT) según uso de suelo en la cuenca del lago Popetán.

Usos de suelo	PT ton/año)	PT (%)
Bosque nativo	0,0872	10,5
Cuerpos de agua	0,0007	0,1
Humedales	0,0161	1,9
Matorral	0,1549	18,7

Plantación	0,0014	0,2
Praderas	0,5127	61,7
Precipitaciones	0,0330	4
Urbano	0,0244	2,9
Total	0,8304	100

b) Evaluación de las descargas directas

La carga de PT (ton/año) por descarga directa o de fuente puntual que se calculó para la cuenca del lago Popetán consideró solo a la población que habita en forma permanente en la ribera del lago, con un aporte de 0,1 ton/año de PT. No se incluyó el número de turistas por falta de información disponible.

Tabla 18. Aportes directos de PT (ton/año) al lago Popetán.

Fuente	Carga PT (ton/año)
Población	0,1

c) Estimación del aporte histórico de PT por centro de cultivo

Si bien, ya durante el año 1995 se tienen registros de producción de salmónidos en balsas jaulas en el lago Popetán, el aporte de PT se calculó sólo desde el año 2007 (a partir de este año se considera que los registros de producción presentan mayor veracidad.) Como el aporte de PT se relaciona con la producción de peces, en el año 2008, donde se registró la mayor producción histórica del lago, se obtuvo también la mayor contribución de PT con un 11,3 ton/año.

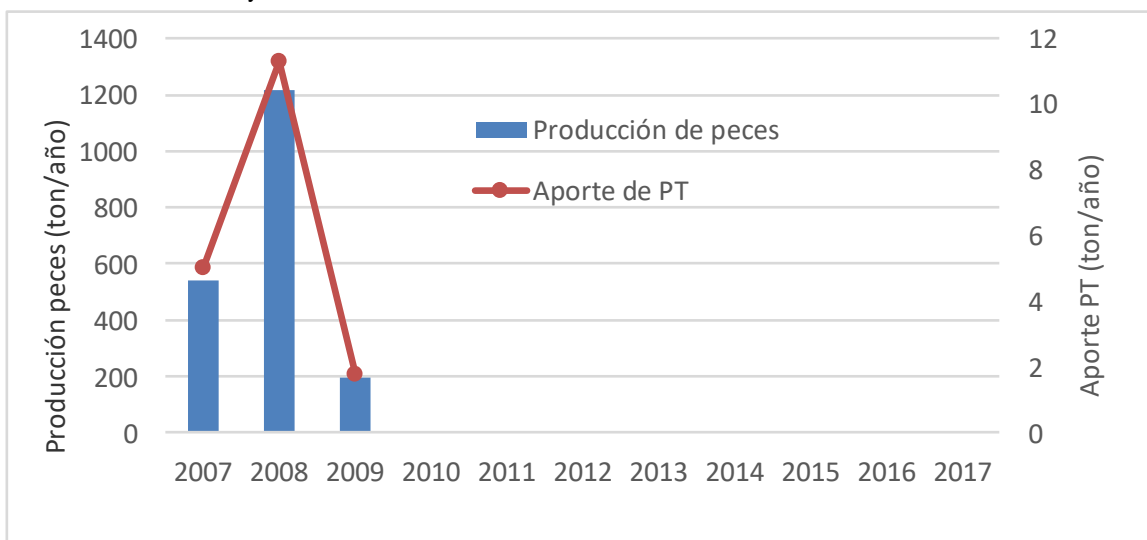


Figura 99. Producción histórica de peces (ton/año) y su aporte de PT (ton/año) en lago Popetán.

d) Carga de Fósforo total al lago

Dado a que actividad de acuicultura dejó de funcionar en balsas jaulas a partir del año 2010, no se incluyó en el cálculo de carga de PT según actividad o fuente emisora. En la actualidad el principal contribuyente de PT proviene del uso de suelo (86%), específicamente de las praderas, seguido por la población (11%).

Tabla 19. Carga de PT (ton/año) según actividad o fuente.

	PT (ton/año)	%
Balsas jaulas	0,0	0
Uso suelo	0,8	86
Precipitación	0,0	4
Población	0,1	10
TOTAL	0,9	100

e) Determinación de la descarga por el efluente

De acuerdo a la concentración de PT en la columna de agua y el volumen del lago Popetán (0,0227 km³), se calculó un promedio de 0,0062 mg/L, con una carga actual de 0,14 ton/lago.

Tabla 20. Volumen de agua y concentración de PT por estrato en el lago Popetán.

Estrato (m)	Vol. (km³)	%	mg/L	TON/estrato
"0-5"	0,0084	37,0	0,0060	0,05
"5-10"	0,0065	28,4	0,0066	0,04
"10-15"	0,0050	21,8	0,0057	0,03
"15-20"	0,0029	12,8	0,0065	0,02
Suma				0,14
Promedio PT (mg/L)				0,0062

La descarga anual del efluente se calculó en 0,24 ton/año de acuerdo al siguiente cálculo:

Caudal (km³/año) : 0,0394
 Concentración de PT (mg/L) : 0,0062
 Descarga de PT (ton/año) : 0,2430

f) Balance de nutrientes

De acuerdo al balance de PT calculado para el año 2017, ingresaron 0,93 ton y egresaron 0,24 ton, quedando retenido un 73,83 %.

Tabla 21. Balance de PT calculado para el lago Popetán.

Columna lago (Ton P)	Ingreso (ton P)	Egreso (ton P)	Sedimentación (ton P)	Porcentaje de sedimentación
0,14	0,93	0,24	0,69	73,83

4.4.2. Sistema lacustre Huillinco-Cucao

i) Uso de suelo y cobertura vegetal

La cuenca lacustre Huillinco-Cucao presenta un área de 74.774 ha la que además drena los sistemas lacustres Tepuhueico y Tarahuín. Su principal cobertura vegetal está compuesta por bosque nativo (54.737 ha; 73%), en menor grado las praderas y matorrales (13 % y 12% respectivamente).

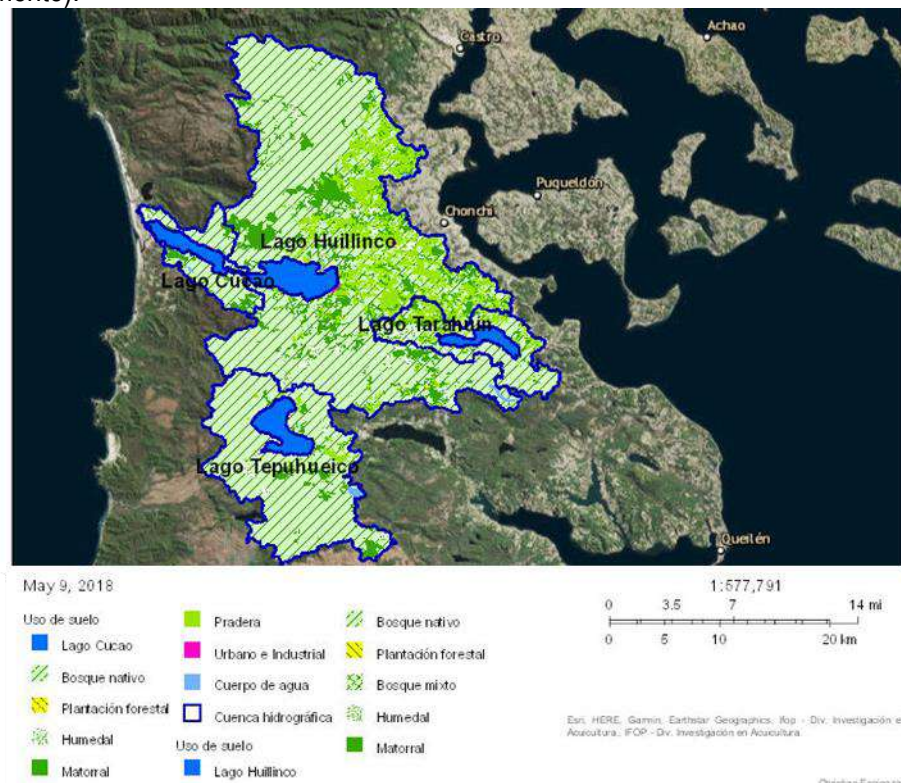


Figura 100. Mapa de uso de suelo y cobertura vegetal de la cuenca lacustre Huillinco-Cucao.

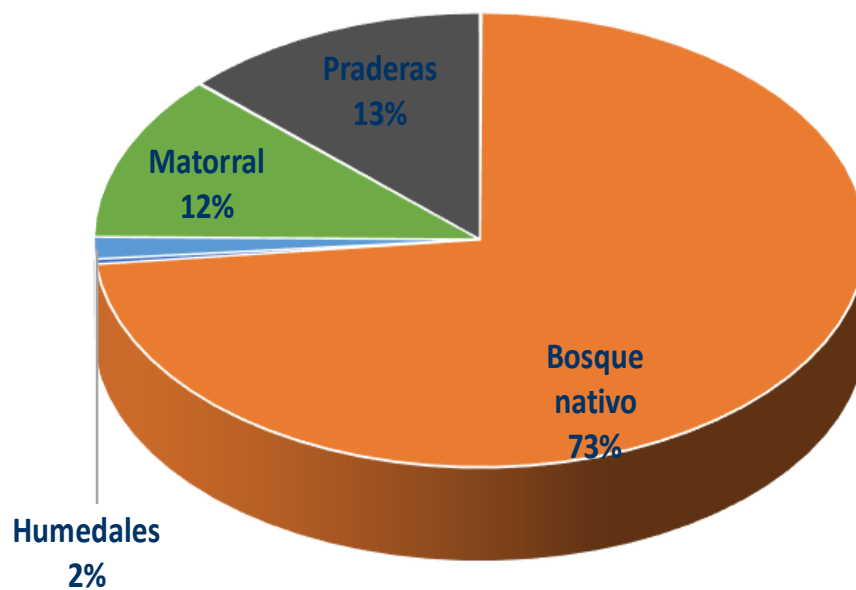


Figura 101. Uso de suelo y cobertura vegetal cuenca lacustre Huillinco-Cucao.

Al realizar un análisis por separado de la cuenca lacustre Huillinco-Cucao en total, se registra que por separado la cuenca Huillinco es la más grande (51.020,3 ha), la que contribuye con un 68% al sistema lacustre en general. Las cuencas separadas de los lagos Tarahuín y Cucao son las que presentan menor área en relación al área total de la cuenca lacustre (6% y 5%).

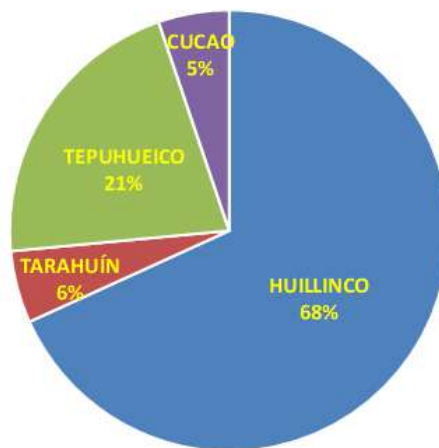


Figura 102. Porcentaje de contribución de cuencas lacustres al sistema lacustre Huillinco-Cucao.

Tal como se observa en la figura siguiente, el bosque nativo es la principal cobertura vegetal en todas las cuencas por separado, registrándose en la cuenca del lago Tepuhueico aproximadamente 90% de bosque nativo. Las cuencas que presentan mayor actividad antrópica, específicamente por el uso de suelo “praderas” son la cuenca Huillinco y Cucao, al hacer el análisis por separado.

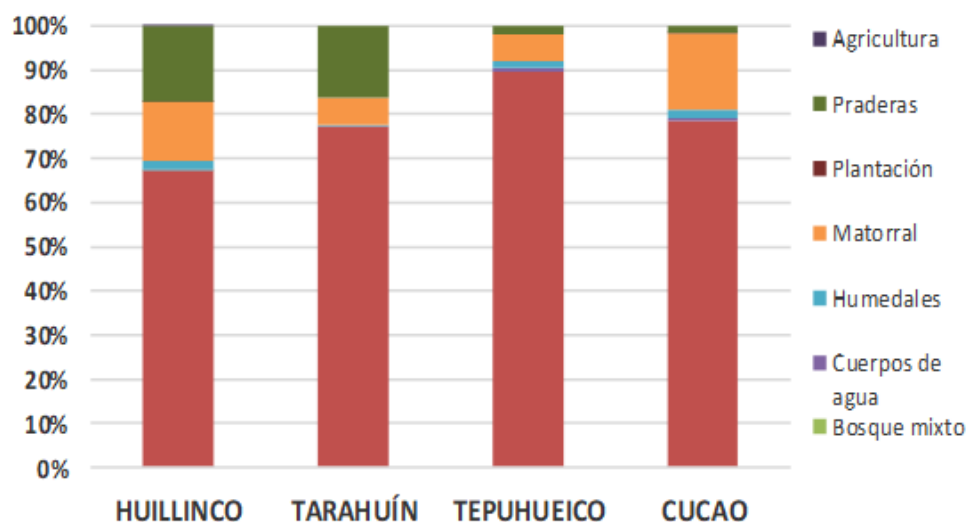


Figura 103. Uso de suelo y cobertura vegetal (%) en cuenca lacustres Huillinco-Cucao.

Tabla 22. Usos de suelo (ha) de la cuenca Huillinco-Cucao, incluyendo las cuencas de los lagos Tepuhueico y Tarahuín. (* incluye lagos Cucao, Tepuhueico y Tarahuín; ** incluye lagos Huillinco, Tepuhueico y Tarahuín)

	HUILLINCO	TARAHUÍN	TEPUHUEICO	CUCAO
Urbano	43,9	0,0	0,0	2,7
Bosque nativo	34.353,5	3.058,4	14.263,3	3.062,3
Bosque mixto	1,9	0,0	0,0	0,0
Cuerpos de agua	3.395,8 (*)	0,0	115,7	4.108 (**)
Humedales	852,6	7,5	238,7	70,6
Matorral	6.925,3	244,7	985,6	687,2
Plantación	45,1	0,0	0,0	2,6
Praderas	8.662,6	642,8	296,9	53,9
Agricultura	4,1	0,0	0,0	0,0
SUMA	54.284,8	3.953,4	15.900,2	7.987,3
TOTAL	82.125,7			

ii) Caracterización de las entradas de escorrentías de la cuenca lacustre

Al estimar la escorrentía proveniente de la cuenca lacustre Huillinco-Cucao, se calculó un ingreso de 1,29 km³ durante el año 2017.

Tabla 23. Estimación escorrentía cuenca lacustre Huillinco-Cucao (incluye lagos Tepuhueico y Tarahuín).

Estimación escorrentía (km ³ /año)	
Ríos	1,18
Precipitación	0,11
Total Entradas	1,29

iii) Caracterización de las entradas de nutrientes

a) Aportes de nutrientes por uso de suelo y cobertura vegetal de la Cuenca

Los principales aportes de PT según uso de suelo y cobertura vegetal están dados por el bosque nativo y las praderas (36,6% y 35,4% respectivamente). Para el año 2017 se calculó un ingreso de PT de 13,8 ton.

Tabla 24. Aporte de PT (ton/año) y contribución de PT (%) según uso de suelo de la cuenca Huillinco-Cucao (incluye lagos Tepuhueico y Tarahuín).

Usos de suelo	PT (ton/año)	PT (%)
Agricultura	0,002	0
Bosque nativo	5,081	36,6
Cuerpos de agua	0,044	0,3
Humedales	0,191	1,4
Matorral	2,550	18,4
Plantación	0,011	0,1
Praderas	4,916	35,4
Precipitaciones	0,917	6,6
Urbano	0,171	1,2
Total	13,883	100

b) Evaluación de las descargas directas

Las fuentes de descargas directas de PT calculadas, provienen de la población rural aledaña a la franja de los 200 metros desde la orilla de cada lago, junto con lo declarado por la Piscicultura Tecmar ubicada en el río Trainel, cercano al lago Huillinco. De acuerdo a ello, en el año 2017 ingresaron ~4,1 ton de PT provenientes de las descargas directas.

Tabla 25. Sumatoria de las cargas directas de PT cuenca lacustre Huillinco-Cucao.

Fuente	Carga PT (ton/año)
Población HUILLINCO	0,923
Población CUCAO	1,310
Población TARAHUÍN	0,257
Población TEPUHUEICO	0,047
Piscicultura 1 Salmones TECMAR río Trainel HUILLINCO	1,628
Carga total	4,165

c) Estimación del aporte histórico de PT por centro de cultivo

Se calculó el aporte de PT proveniente de las balsas jaulas en todos los lagos pertenecientes a esta cuenca lacustre. Se utilizaron los datos de producción a partir del año 2017, a pesar de contar con registros de producción desde los años 1995. La mayor contribución de PT se registró durante el año 2008, con ~35 ton/año.

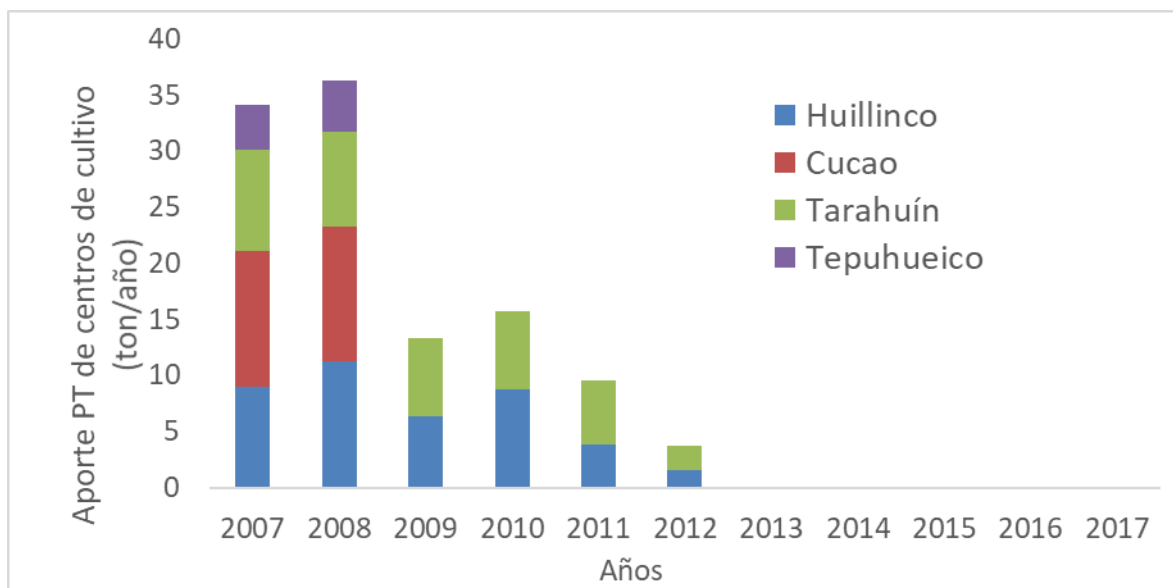


Figura 104. Aporte de PT desde centros de cultivo (ton/año).

d) Carga de Fósforo total al lago

Dado a que actividad de acuicultura dejó de funcionar en balsas jaulas a partir del año 2013, no se incluyó en el cálculo de carga de PT según actividad o fuente emisora. En la actualidad, el principal contribuyente de PT proviene del uso de suelo (71,8%), específicamente de bosque nativo y praderas (37% y 35% respectivamente), seguido por la población (14,1%).

Tabla 26. Carga de PT (ton/año) según actividad o fuente.

	PT (ton/año)	%
Balsas jaulas	0	0
Uso suelo	13	71,8
Precipitación	0,9	5,1
Pisciculturas	1,6	9
Población	2,5	14,1
TOTAL	18	100

e) Gradiente de salinidad en el sistema lacustre Huillinco-Cucao y determinación del contenido de PT

Dado la gradiente de salinidad que presentan ambos cuerpos lacustres (Huillinco y Cucao), se calcularon los volúmenes de agua por categoría de acuerdo a las características de salinidad. Estos fueron calculados por separado, dado a que el grosor de los estratos en metros difiere levemente entre ambos sistemas lacustres.

Tabla 27. Porcentaje de volumen de agua acumulado por estrato y el contenido de PT en sistema lacustre Huillinco-Cucao.

Sección	Estrato (m)	Categoría salinidad	Características	Vol. (km ³ / categoría)	Volumen (%) / categoría	mg/L	Ton/ estrato
lago	"1-8	I	Agua dulce	0,149	38,5	0,066	9,8

Huillinco	"1-10	II	Agua salobre oligohalina					
	"10-11	III	Agua salobre mesohalina	0,01	2,7	0,077	0,77	
	"11-27	IV	Agua salobre polihalina	0,227	58,8	0,078	17,76	
	"16-48	V	Agua de mar oligohalina					
	PT en lago (ton)							28,33
	Promedio PT (mg/L)							0,074
lago Cucao	"1-9	II	Agua salobre oligohalina	0,098	49	0,027	2,6	
	"9-11	III	Agua salobre mesohalina	0,025	12	0,03	0,7	
	"10-17	IV	Agua salobre polihalina	0,053	27	0,03	1,6	
	"15-23	V	Agua de mar oligohalina	0,024	12	0,03	0,7	
	PT en lago (ton)							5,7
	Promedio PT (mg/L)							0,0293

A partir de ello, el estrato inferior del lago Huillinco (entre 16 y 48 m), compuesto por agua de mar oligohalina, registró un 58,8%. En tanto, en el lago Cucao, el 24% de su volumen total registró similar característica. Por otro lado, sólo en el lago Huillinco se registró agua dulce a nivel superficial, específicamente entre la superficie y los 8 metros de profundidad. No fue posible calcular el volumen total de agua dulce en este lago dado a que se observó que sólo en ciertos sectores, la capa de agua dulce se profundizó sobre otros, lo que puede estar asociado a la dinámica del viento, y batimetría del lago. De acuerdo a las concentraciones de PT medidas en la columna de agua y su respectiva curva hipsográfica, se calculó una carga actual de 28,33 ton en el lago Huillinco y 5,7 ton en el lago Cucao.

4.4.4. Lago Tarahuín

i) Uso de suelo y cobertura vegetal

Se identificaron 35 subcuencas, con un área total de 3.953 ha. La cuenca de este lago está compuesta en un 77,4% por bosque nativo, 16,3% de praderas, 6,2% de matorrales, y 0,2% por humedales.

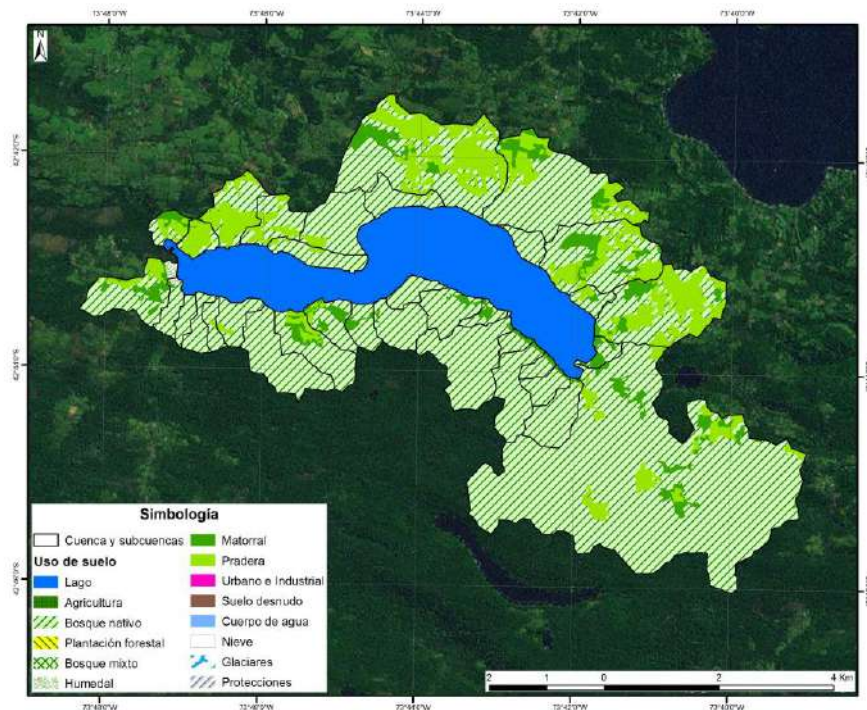


Figura 105. Mapa de uso de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Tarahuín.

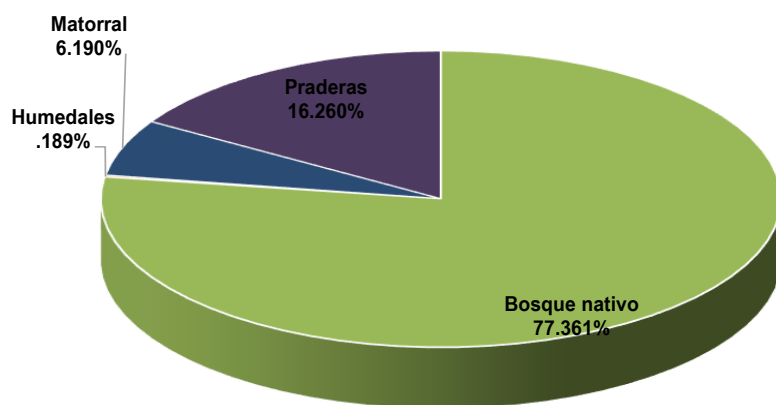


Figura 106. Uso de suelo (%) de la cuenca del lago Tarahuín.

ii) Estimación del balance hídrico

El balance hidrológico calculado para el año 2017 se presenta en la siguiente tabla. El tiempo de renovación teórico para este lago fue de 1,7 años.

Tabla 28. Balance hidrológico del lago Tarahuín.

Balance hidrológico 2017		km³/año
Entradas	Ríos	0,078
	Precipitación	0,018
	Total entradas	0,097
Salidas	Efluente	0,074
	Evaporación	0,006
	Total salidas	0,080
	Drenaje profundo	0,017
Tiempo de renovación		1,7 años

iii) Estimación del balance de nutrientes

a) Aportes de nutrientes por uso de suelo de la Cuenca

El principal contribuyente de PT de acuerdo al uso de suelo y cobertura vegetal fueron las praderas (40,8%), seguido por el bosque nativo (34,7%). El aporte de PT para el año 2017 de acuerdo al uso de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Tarahuín fue ~0,99 ton/año.

Tabla 29. Aporte de PT (ton/año) y contribución de PT (%) según uso de suelo de la cuenca del lago Tarahuín.

Usos de suelo	PT (ton/año)	PT (%)
Bosque nativo	0,3453	34,7
Humedales	0,0015	0,1
Matorral	0,0851	8,6
Praderas	0,4058	40,8
Precipitaciones	0,1569	15,8
Total	0,9946	100

b) Evaluación de las descargas directas

La carga de PT (ton/año) por descarga directa o de fuente puntual que se calculó para la cuenca del lago Tarahuín consideró solo a la población que habita en forma permanente en la ribera del lago, con un aporte de 0,26 ton/año de PT. No se incluyó el número de turistas por falta de información disponible.

Tabla 30. Aportes directos de PT (ton/año) al lago Tarahuín.

Fuente	Carga PT (ton/año)
Población	0,26

c) Estimación del aporte de PT por centro de cultivo

En el lago Tarahuín, la mayor producción de salmónidos se registró durante el año 2007, en donde también el aporte de PT fue mayor (8,9 ton/año). A partir del año 2013, el cultivo de peces dejó de registrar producción.

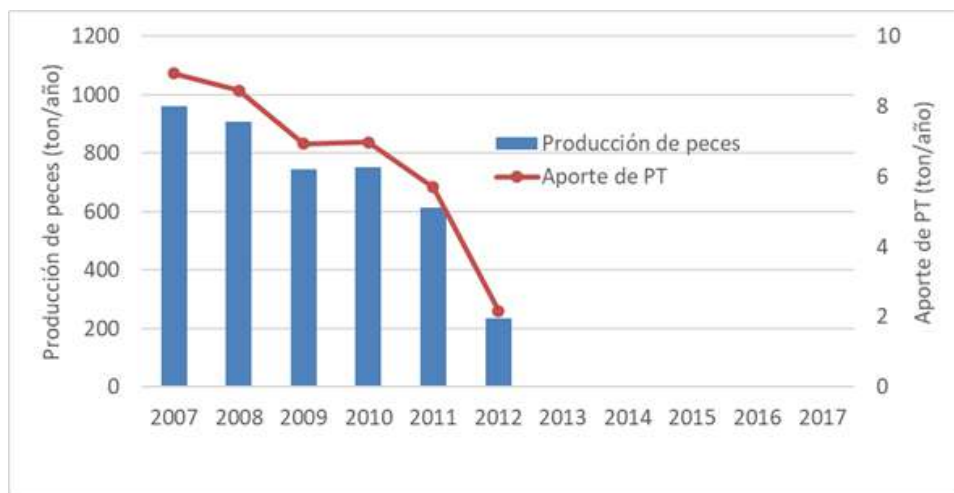


Figura 107. Producción histórica de peces y su aporte de PT (ton/año) en el lago Tarahuín.

d) Carga de Fósforo total al lago

Dado a que actividad de acuicultura dejó de funcionar en balsas jaulas a partir del año 2013, no se incluyó en el cálculo de carga de PT según actividad o fuente emisora. En la actualidad, el principal contribuyente de PT proviene del uso de suelo (66,9%), específicamente de las praderas y bosque nativo (41% y 35% respectivamente), seguido por la población (20,6%).

Tabla 31. Carga de PT (ton/año) según actividad o fuente.

	PT (ton/año)	PT (%)
Balsas jaulas	0,0	0
Uso suelo	0,8	66,9
Precipitación	0,2	12,5
Población	0,3	20,6
TOTAL	1,3	100

e) Determinación de la descarga por el efluente

De acuerdo a la concentración de PT en la columna de agua y el volumen del lago Tarahuín (0,0227 km³), se calculó un promedio de 0,023 mg/L, con una carga actual de 3,7 ton/lago.

Tabla 32. Volumen de agua y concentración de PT por estrato en el lago Tarahuín.

Estrato (m)	Vol. (km³)	%	mg/L	TON/estrato
"0-5"	0,039681	24,1	0,023	0,9
"5-10"	0,033979	20,6	0,023	0,8
"10-15"	0,030167	18,3	0,023	0,7
"15-20"	0,023279	14,1	0,022	0,5
"20-25"	0,018390	11,2	0,022	0,4
"25-30"	0,019146	11,6	0,022	0,4
Suma				3,7
Promedio PT (mg/L)				0,023

La descarga anual del efluente se calculó en 1,664 ton/año, de acuerdo al siguiente cálculo:

Caudal (km³/año)	: 0,074
Concentración de PT (mg/L)	: 0,023
Descarga de PT (ton/año)	: 1,664

f) Balance de nutrientes

De acuerdo al balance de PT calculado para el año 2017, ingresaron 1,25 ton y egresaron 1,56 ton.

Tabla 33. Balance de PT calculado para el lago Tarahuín.

PT en columna de agua (ton)	Ingreso de PT (ton)	Egreso de PT (ton P)	Sedimentación (ton P)	Porcentaje de sedimentación
3,7	1,25	1,56	0	0

4.4.5. Lago Natri

i) Uso de suelo y cobertura vegetal

La cuenca lacustre del lago Natri presenta un área de 7.604 ha, identificándose en ella 29 subcuencas. La principal cobertura vegetal está dada por el bosque nativo con un 82%, y en menor proporción las praderas (8%), matorral (6%), y humedales (4%) (Figura 108).

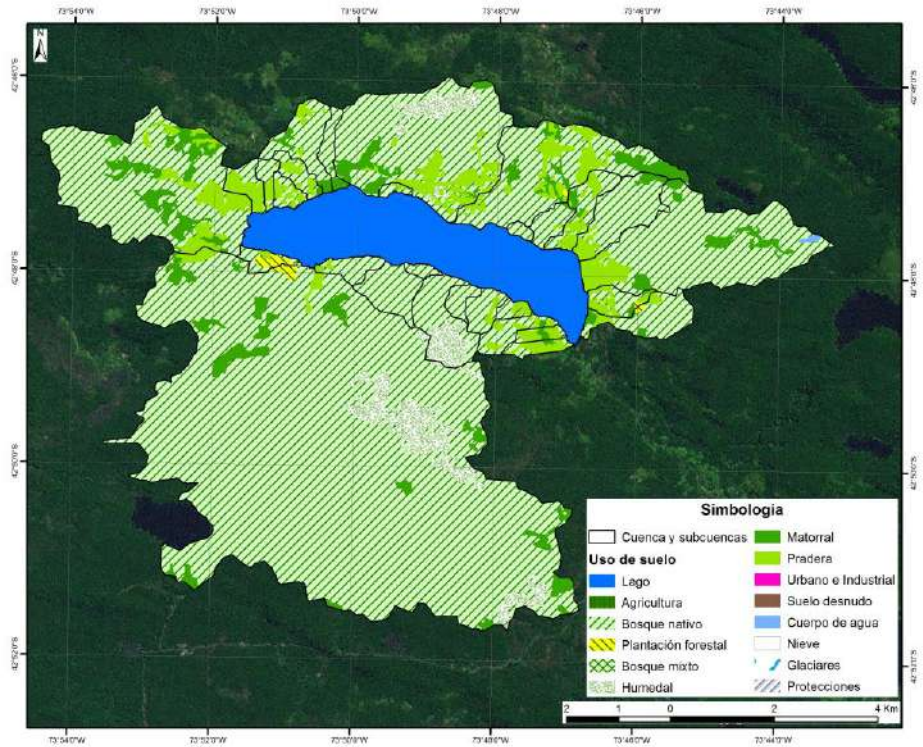


Figura 108. Mapa de uso de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Natri.

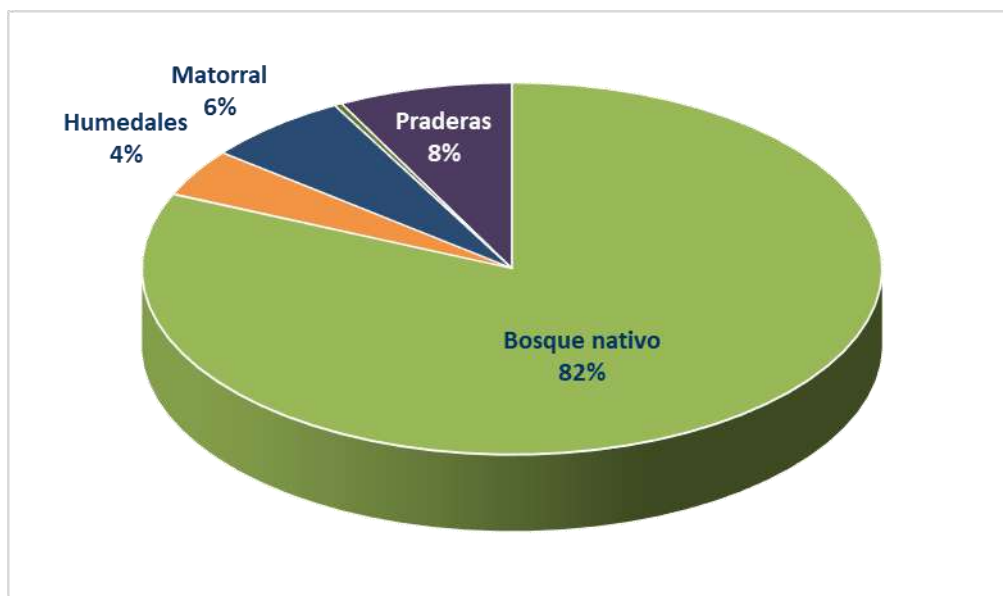


Figura 109. Uso de suelo y cobertura vegetal (%) de la cuenca del lago Natri.

ii) Estimación del balance hídrico

El balance hidrológico calculado para el año 2017 se presenta en la siguiente tabla. El tiempo de renovación teórico para este lago fue de 1,88 años.

Tabla 34. Balance hidrológico Lago Natri.

Balance hidrológico 2017		km ³ /año
Entradas	Ríos	0,150
	Precipitación	0,018
	Total entradas	0,168
Salidas	Efluente	0,082
	Evaporación	0,006
	Total salidas	0,088
	Drenaje profundo	0,080
Tiempo de renovación	1,88 años	

iii) Estimación del balance de nutrientes

El bosque nativo es el principal contribuyente de PT de acuerdo al uso de suelo de la cuenca (48%), seguido por las praderas (25,1%). Para el año 2017, el aporte de PT según uso de suelo se calculó en 1,5689 ton.

Tabla 35. Aporte de PT (ton/año) y su contribución de PT (%) según uso de suelo de la cuenca del lago Natri.

Usos de suelo	PT (ton/año)	PT (%)
Bosque nativo	0,6998	48
Cuerpos de agua	0,0008	0,1
Humedales	0,0620	4,3
Matorral	0,1680	11,5
Plantación	0,0070	0,5

Praderas	0,3658	25,1
Precipitaciones	0,1554	10,7
Total	1,4589	100

a) Evaluación de las descargas directas

La carga de PT (ton/año) por descarga directa o de fuente puntual que se calculó para la cuenca del lago Natri consideró solo a la población que habita en forma permanente en la ribera del lago, con un aporte de 0,44 ton/año de PT. No se incluyó el número de turistas por falta de información disponible.

Tabla 36. Aportes directos de PT (ton/año) al lago Natri.

Fuente	Carga PT (ton/año)
Población	0,44

b) Estimación del aporte de PT por centro de cultivo

El lago Natri es el único lago Chilote que aún presenta actividad de balsas jaulas. Sólo durante los años 2015 y 2016 no se declaró producción de salmónidos. En la siguiente figura se presenta la producción histórica a partir del año 2007, y su contribución de PT al medio ambiente. Para el cálculo de contribución de PT al año 2017, se utilizó el promedio entre el periodo 2007-2017.

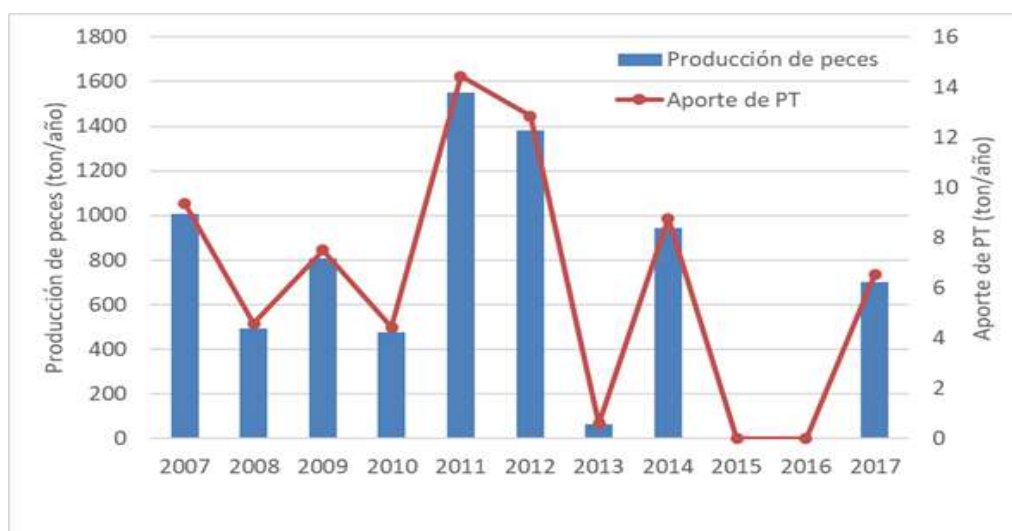


Figura 110. Producción histórica de peces y su aporte de PT (ton/año) en el lago Natri.

c) Carga de Fósforo total al lago

La principal actividad que contribuye con PT ha sido la producción de salmónidos en balsas jaulas (76,8%), seguido por el uso de suelo con un 15,9%.

Tabla 37. Carga de PT (ton/año) según actividad o fuente.

	PT (ton/año)	%
Balsas jaulas	6	76,8
Uso suelo	1,3	15,9
Precipitación	0,2	1,9

Población	0,4	5,4
TOTAL	8,2	100

d) Determinación de la descarga por el efluente

De acuerdo a la concentración de PT en la columna de agua y el volumen del lago Natri (0,3162 km³), se calculó un promedio de 0,0119 mg/L, con una carga actual de 3,8 ton/lago.

Tabla 38. Volumen de agua y concentración de PT por estrato en el lago Natri.

Estrato (m)	Vol. (km³)	%	mg/L	TON/estrato
"0-10"	0,08	24,8	0,012	0,9
"10-20"	0,07	20,8	0,012	0,8
"20-30"	0,06	18,1	0,012	0,7
"30-40"	0,05	15,6	0,012	0,6
"40-50"	0,04	12,5	0,013	0,5
"50-60"	0,03	8,3	0,011	0,3
Suma				3,8
Promedio mgP/L				0,0119

La descarga anual del efluente se calculó en 0,974 ton/año, de acuerdo al siguiente cálculo:

Caudal (km³/año) : 0,082
Concentración de PT (mg/L) : 0,012
Descarga de PT (ton/año) : 0,974

e) Balance de nutrientes

De acuerdo al balance de PT calculado para el año 2017, ingresaron 8,2 ton y egresó 1 ton, quedando retenido un 88,1 %.

Tabla 39. Balance de PT calculado para el lago Natri.

PT en columna de agua (ton)	Ingreso de PT (ton)	Egreso de PT (ton P)	Sedimentación (ton P)	Porcentaje de sedimentación
3,8	8,2	1,0	7,2	88,1

4.4.6. Lago Tepuhueico

i) Uso de suelo

La cuenca hidrológica del lago Tepuhueico comprende 15.900 ha. Se identificaron 32 subcuencas, las que están compuestas casi en su totalidad (~90%) por bosque nativo.

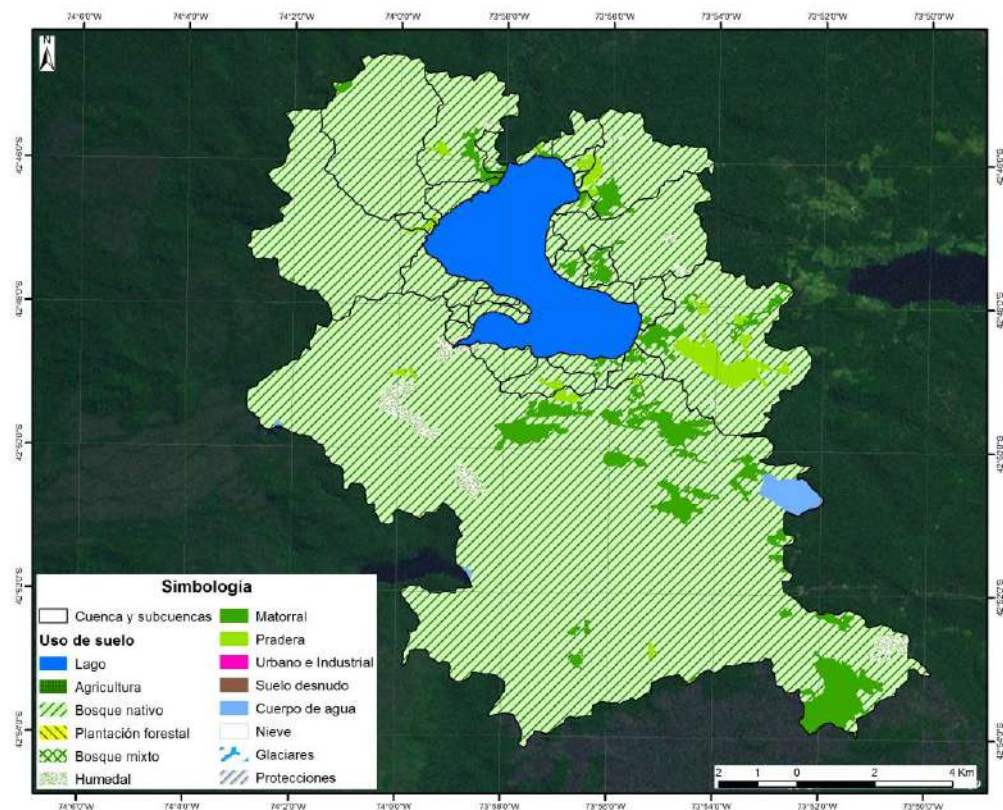


Figura 111. Mapa de uso de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Tepuhueico.

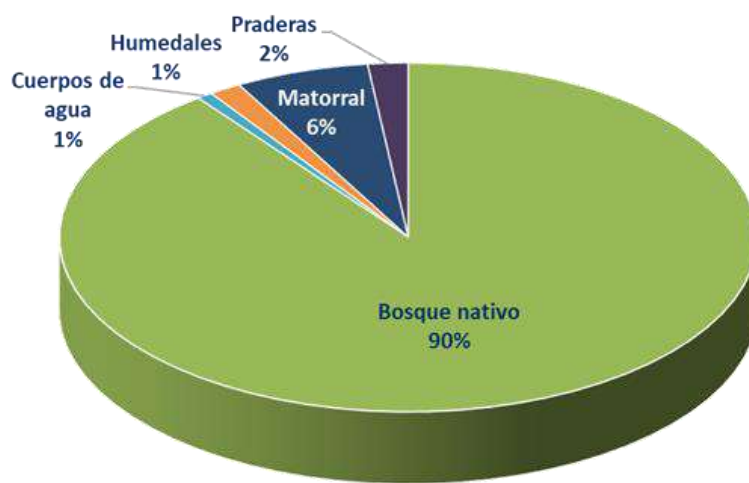


Figura 112. Uso de suelo y cobertura vegetal (%) de la cuenca del lago Tepuhueico.

ii) Estimación del balance hídrico

El balance hidrológico calculado para el año 2017 se presenta en la siguiente tabla. El tiempo de renovación teórico para este lago fue de 0,54 años.

Tabla 40. Balance hidrológico lago Tepuhueico.

Balance hidrológico 2017		km³/año
Entradas	Ríos	0,314
	Precipitación	0,033
	Total entradas	0,347
Salidas	Efluente	0,301
	Evaporación	0,010
	Total salidas	0,311
	Drenaje profundo	0,036
Tiempo de renovación		0,54 años

iii) Estimación del balance de nutrientes

a) Aportes de nutrientes por uso de suelo cobertura vegetal de la cuenca

El principal contribuyente de PT según uso de suelo y cobertura vegetal es el bosque nativo (64,6%). Se calculó para el año 2017 un ingreso de 2,49 ton proveniente de los usos de suelo.

Tabla 41. Aporte de PT (ton/año) y su contribución (%) según uso de suelo de la cuenca del lago Tepuhueico.

Usos de suelo	PT (ton/año)	PT (%)
Bosque nativo	1,6102	64,6
Cuerpos de agua	0,0229	0,9
Humedales	0,0473	1,9
Matorral	0,2343	13,7
Praderas	0,1874	7,5
Precipitaciones	0,2837	11,4
Total	2,4945	100

b) Evaluación de las descargas directas

La carga de PT (ton/año) por descarga directa o de fuente puntual calculada fue de 0,05 ton/año. Este cálculo también consideró la visita de 150 turistas, dado a que en las orillas del lago se han construido 38 casas de veraneo, por lo que se calculó la visita de 4 integrantes por familia-casa por un mes aproximadamente.

Tabla 42. Aportes directos de PT (ton/año) al lago Tepuhueico.

Fuente	Carga PT (ton/año)
Población	0,05

c) Estimación del aporte de PT por centro de cultivo

Desde 1995 se registra actividad de acuicultura en este lago, sin embargo, a partir del año 2007 se consideran que estos registros son fidedignos, por lo que se analiza sólo su aporte en dicho periodo, alcanzando un máximo de aporte de PT de 4,6 ton en el año 2008. La actividad de acuicultura en balsas jaulas dejó de funcionar a partir del 2009.

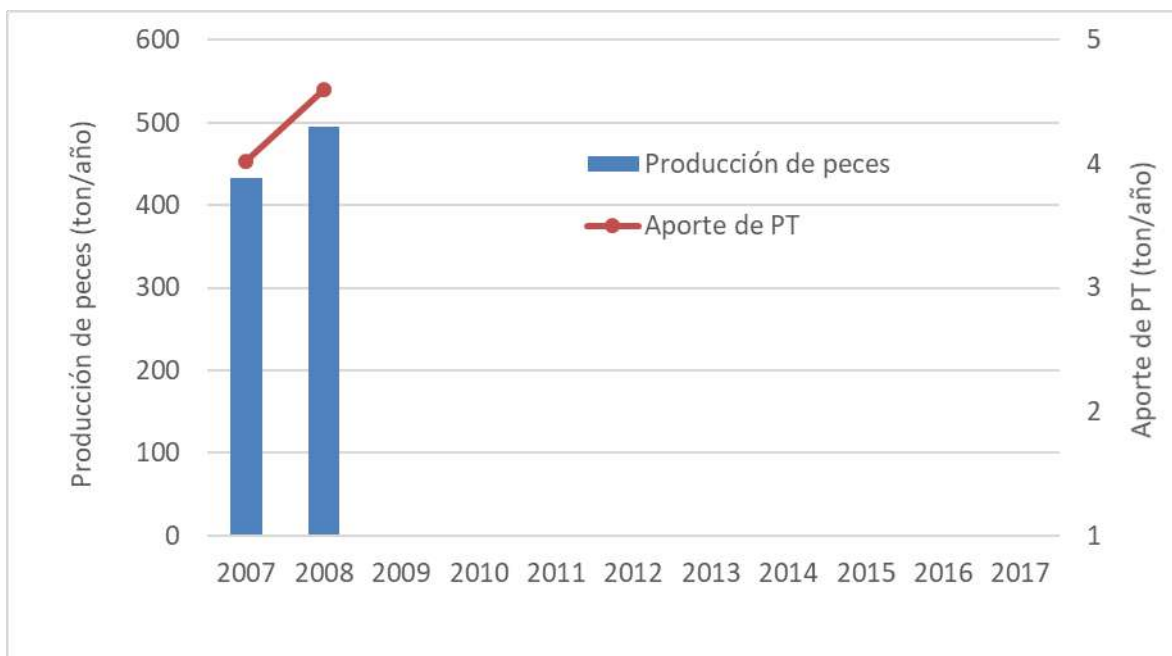


Figura 113. Producción histórica de peces y su aporte de PT (ton/año) en el lago Tepuhueico.

d) Carga de Fósforo total al lago

Dado a que actividad de acuicultura dejó de funcionar en balsas jaulas a partir del año 2009, no se incluyó en el cálculo de carga de PT según actividad o fuente emisora. En la actualidad, el principal contribuyente de PT proviene del uso de suelo (87%), principalmente del bosque nativo.

Tabla 43. Carga de PT (ton/año) según actividad o fuente.

	TON P/año	%
Balsas jaulas	0,0	0
Uso suelo	2,2	87
Precipitación	0,3	11,2
Población	0,05	1,8
TOTAL	2,55	100

e) Determinación de la descarga por el efluente

De acuerdo a la concentración de PT en la columna de agua y el volumen del lago Tepuhueico (0,189 km³), se calculó un promedio de 0,0098 mg/L, con una carga actual de 1,9 ton/lago.

Tabla 44. Volumen de agua y concentración de PT por estrato en el lago Tepuhueico.

Estrato (m)	Vol. (km ³)	%	mg/L	TON/estrato
"0-5"	0,07	37,5	0,0097	0,7
"5-10"	0,05	28,8	0,0102	0,6
"10-15"	0,04	21,2	0,0100	0,4
"15-20"	0,02	10,0	0,0086	0,2

"20-25"	0,00	2,4	0,0099	0,0
"25-fondo"	0,00	0,0	0,0099	0,0
Suma				1,9
Promedio mgP/L				0,0098

La descarga anual del efluente se calculó en 2,95 ton/año, de acuerdo al siguiente cálculo:

Caudal (km³/año) : 0,30
 Concentración de PT (mg/L) : 0,0098
 Descarga de PT (ton/año) : 2,95

f) Balance de nutrientes

De acuerdo al balance de PT calculado para el año 2017 ingresaron 2,5 ton y egresaron 2,8 ton.

Tabla 45. Balance de PT calculado para el lago Tepuhueico.

Columna lago (Ton P)	Ingreso (ton P)	Egreso (ton P)	Sedimentación (ton P)	Porcentaje sedimentación
1,9	2,5	2,8	0	0

4.4.7. Lago Sofía

i) Uso de suelo y cobertura vegetal

La cuenca del lago Sofía presenta una superficie de 10.232 ha. Se identificaron 100 subcuencas, de las cuales 43 % corresponde a bosque nativo, 20 % matorral, 16 % estepa, 11 % suelo desnudo, y 7 % praderas.

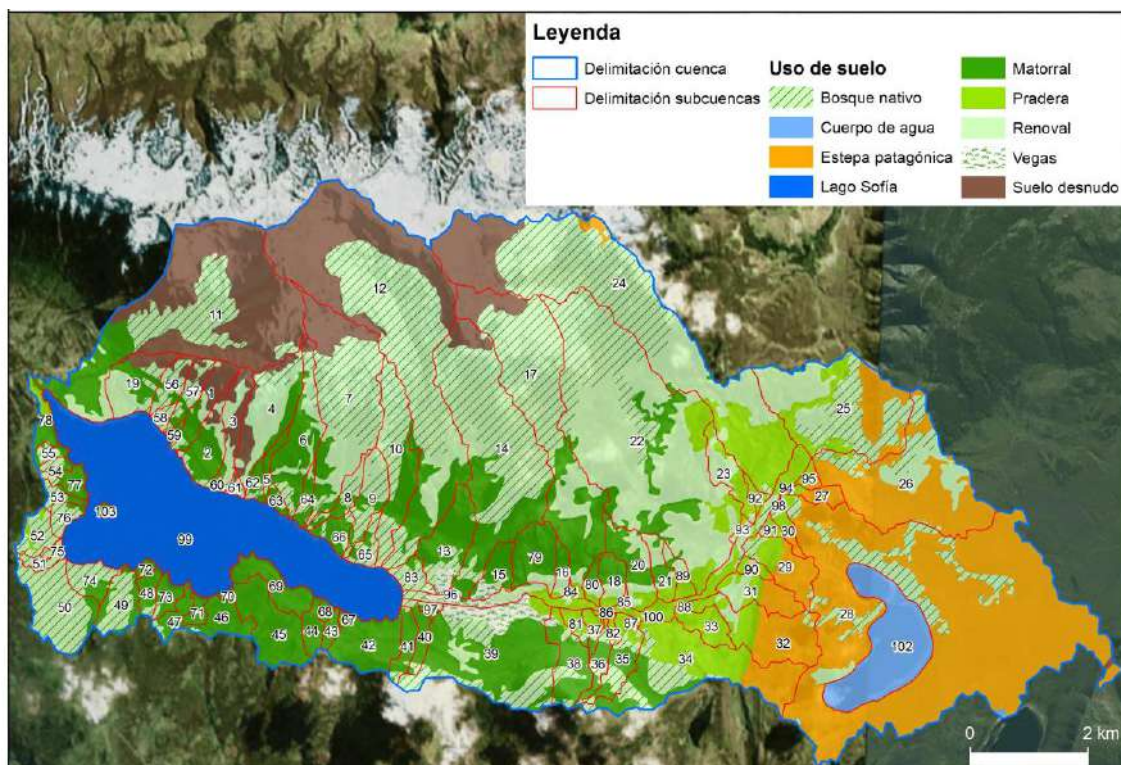


Figura 114. Mapa de uso de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Sofía.

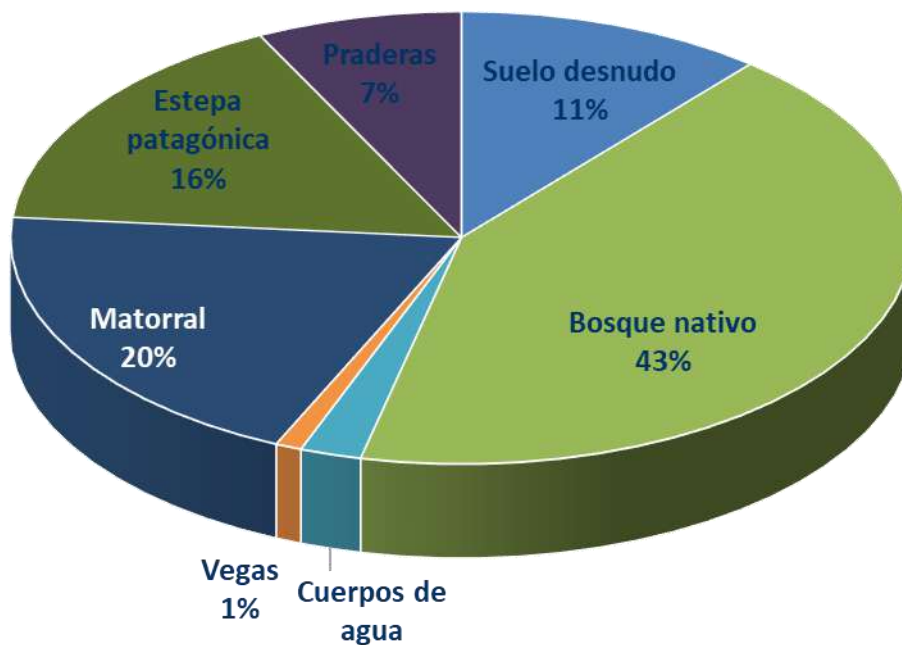


Figura 115. Uso de suelo (%) en la cuenca del lago Sofía.

ii) Estimación del balance hídrico

El balance hidrológico calculado para el año 2017 se presenta en la siguiente tabla. El tiempo de renovación teórico para este lago fue de 5,9 años.

Tabla 46. Balance hidrológico lago Sofía.

Balance hidrológico 2017		km³/año
Entradas	Ríos	0,024
	Precipitación	0,005
	Total entradas	0,029
Salidas	Efluente	0,022
	Evaporación	0,006
	Total salidas	0,028
	Drenaje profundo	0,000
Tiempo de renovación		5,9 años

iii) Estimación del balance de nutrientes

a) Aportes de nutrientes por uso de suelo y cobertura vegetal de la cuenca

Al analizar los aportes de PT según uso de suelo y cobertura vegetal, se observa que el principal contribuyente es el suelo desnudo (41,4%), seguido por el matorral (16,5%), estepa patagónica (13,6%) bosque nativo (11,6%) y las praderas (11,2%). El aporte de PT calculado para el año 2017 de acuerdo a los usos de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Sofía fue: 0,96 ton.

Tabla 47. Aporte de PT (ton/año) según uso de suelo de la cuenca del lago Sofía.

Usos de suelo	PT (ton/año)	PT (%)
Bosque nativo	0,111	11,6
Cuerpos de agua	0,010	1,1
Vegas	0,004	0,5
Matorral	0,159	16,5
Estepa patagónica	0,131	13,6
Praderas	0,108	11,2
Precipitaciones	0,040	4,2
Suelo desnudo	0,398	41,4
Total	0,96	100

b) Evaluación de las descargas directas

La carga de PT (ton/año) por descarga directa o de fuente puntual que se calculó para la cuenca del lago Sofía consideró solo a la población que habita en forma permanente en la ribera del lago, con un aporte de 0,04 ton/año de PT (se contabilizaron 7 casas con habitabilidad permanente en la orilla del lago). No se incluyó el número de turistas por falta de información disponible.

Tabla 48. Aportes directos de PT (ton/año) al lago Sofía.

Fuente	Carga PT (ton/año)
Población	0,04

c) Estimación del aporte de PT por centro de cultivo

Para calcular el aporte de PT desde las balsas jaulas, se utilizó el periodo 2007-2009. A partir del año 2010, las balsas jaulas cesaron sus actividades en este lago. En el año 2008 se produjo la mayor contribución de PT (0,174 ton).

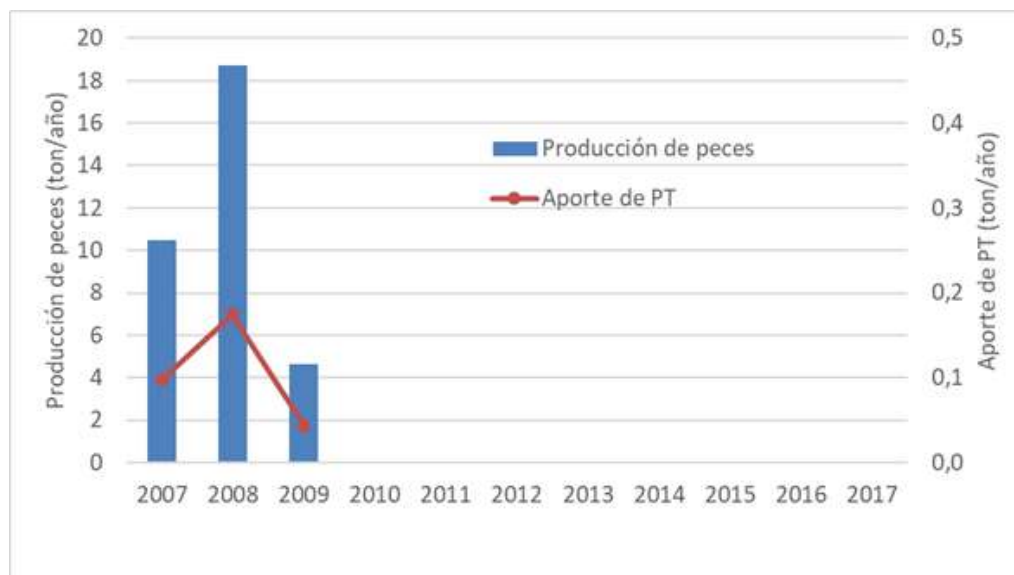


Figura 116. Producción histórica de peces y su aporte de PT (ton/año) en el lago Sofía.

d) Carga de Fósforo total al lago

Dado a que actividad de acuicultura dejó de funcionar en balsas jaulas a partir del año 2010, no se incluyó en el cálculo de carga de PT según actividad o fuente emisora. En la actualidad, el principal contribuyente de PT proviene del uso de suelo (92,1%), principalmente por suelo desnudo.

Tabla 49. Carga de PT (ton/año) según actividad o fuente.

	PT (ton/año)	%
Balsas jaulas	0	0
Uso suelo	0,92	92,1
Precipitación	0,04	4
Población	0,04	3,8
TOTAL	1	100

e) Determinación de la descarga por el efluente

De acuerdo a la concentración de PT en la columna de agua y el volumen del lago Sofía (0,171 km³), se calculó un promedio de 0,0099 mg/L, con una carga actual de 1,9 ton/lago.

Tabla 50. Volumen de agua y concentración de PT por estrato en el lago Sofía.

Estrato (m)	Vol. (km ³)	%	mg/L	TON/estrato
"0-5"	0,04480	23,7	0,011	0,5
"5-10"	0,04250	22,5	0,010	0,4
"10-15"	0,03300	17,5	0,009	0,3
"15-20"	0,02625	13,9	0,010	0,3
"20-25"	0,02310	12,2	0,009	0,2
"25-30"	0,01900	10,1	0,009	0,2
"30-37"	0,00000	0,0	0,010	0,0

Suma	1,9
Promedio mgP/L	0,0099

La descarga anual del efluente se calculó en 0,218 ton/año, de acuerdo al siguiente cálculo:

Caudal (km³/año) : 0,022
 Concentración de PT (mg/L) : 0,0099
 Descarga de PT (ton/año) : 0,218

f) Balance de nutrientes

De acuerdo al balance de PT calculado para el año 2017 ingresaron 1,0 ton y egresaron 0,22 ton, quedando retenido un porcentaje alto de PT (78%).

Tabla 51. Balance de PT (ton/año) calculado para el lago Sofía.

Columna lago (Ton P)	Ingreso (ton P)	Egreso (ton P)	Sedimentación (ton P)	Porcentaje sedimentación
2	1	0,22	0,78	79,8

4.5. Objetivo específico 5

Elaborar modelo de capacidad de carga para los lagos Riesco y Yelcho, ajustar el modelo para los lagos Ranco, Puyehue, Rupanco y Chapo y actualizar la data de capacidad de carga para el lago Llanquihue.

4.5.1. Lago Ranco

a) Uso de suelo y cobertura vegetal de la cuenca lacustre

La cuenca hidrológica del lago Ranco tiene una superficie de 307.919, en donde predomina mayormente el bosque nativo (66,2%), seguido por el matorral (8,9%), y praderas y suelo desnudo (ambos con 7,9%). Se identificaron 161 subcuencas.

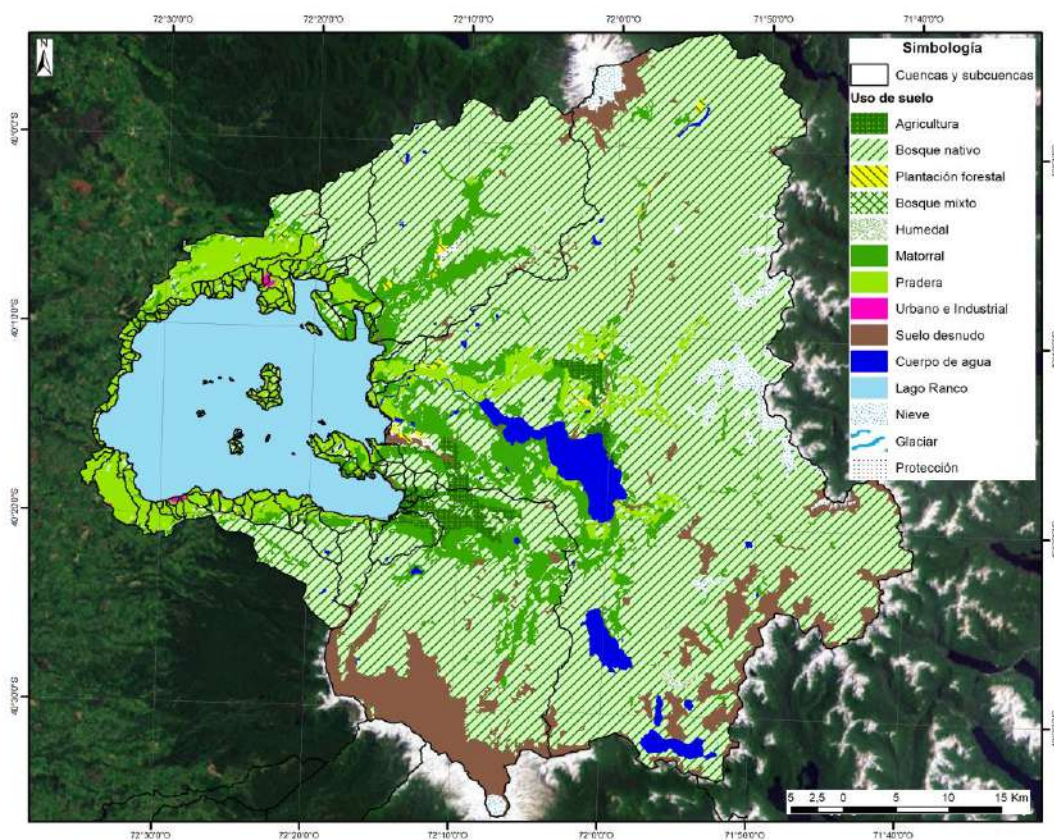


Figura 117. Mapa de uso de suelo y cobertura vegetal del lago Ranco.

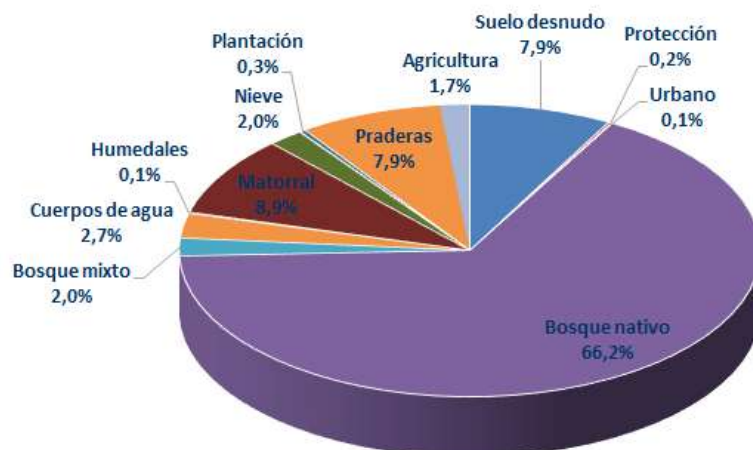


Figura 118. Uso de suelo (%) en la cuenca del lago Rancho.

b) Aporte de nutrientes por afluentes

En base al uso de suelo y cobertura vegetal, índices de exportación y la escorrentía de cada una de las 161 subcuencas delimitadas, se calculó el aporte de PT, con un valor de 108,48 ton. El suelo desnudo y el bosque nativo fueron los principales contribuyentes de PT (35,3% y 22,4% respectivamente).

Tabla 52. Aporte de PT (ton/año) y contribución (%) según uso de suelo de la cuenca del lago Rancho.

Usos de suelo	PT (ton/año)	PT (%)
Agricultura	3,41	3,1
Bosque nativo	24,29	22,4
Bosque mixto	0,01	0,0
Cuerpos de agua	1,68	1,5
Humedales	0,09	0,1
Matorral	9,27	8,5
Nieve	9,51	8,8
Glaciares	0,21	0,2
Plantación	0,25	0,2
Praderas	12,76	11,8
Precipitaciones	6,95	6,4
Suelo desnudo	38,28	35,3
Protecciones	1,21	1,1
Urbano	0,56	0,5
Total	108,48	100

c) Evaluación de las descargas al lago

Se contabilizaron 75.000 turistas con un promedio de residencia de 3 días a la orilla del lago Rancho. En tanto, se catastraron 1.083 casas residentes, calculando una descarga directa de PT por parte de esta población de 6,77 ton/año.

En tanto la información de RILES que fue obtenida de la SISS a través del MMA, identificó las descargas de PT de 4 pisciculturas lo que queda plasmado en la siguiente tabla. Los aportes de descargas directas o fuentes puntuales calculadas para el año 2017 fueron 53,62 ton.

Tabla 53. Aportes directos de PT (ton/año) al lago Ranco.

Fuente	Carga PT (ton/año)
Población	6,77
Piscicultura 1 96731010-7-224-581	17,58
Piscicultura 2 76024330-2-3-119	14,54
Piscicultura 3 Nilahue (96924560-4)	6,44
Piscicultura 4 Salmones Caleta Bay (79910700-7)	8,28
Suma	53,62

d) Estimación del aporte de PT por centros de cultivo

Los registros de producción indicaron un máximo histórico de producción en el año 2008, con aproximadamente 2.800 ton y un aporte de PT de 26 toneladas. A partir del año 2012 no se registran actividades de acuicultura en balsas jaulas.

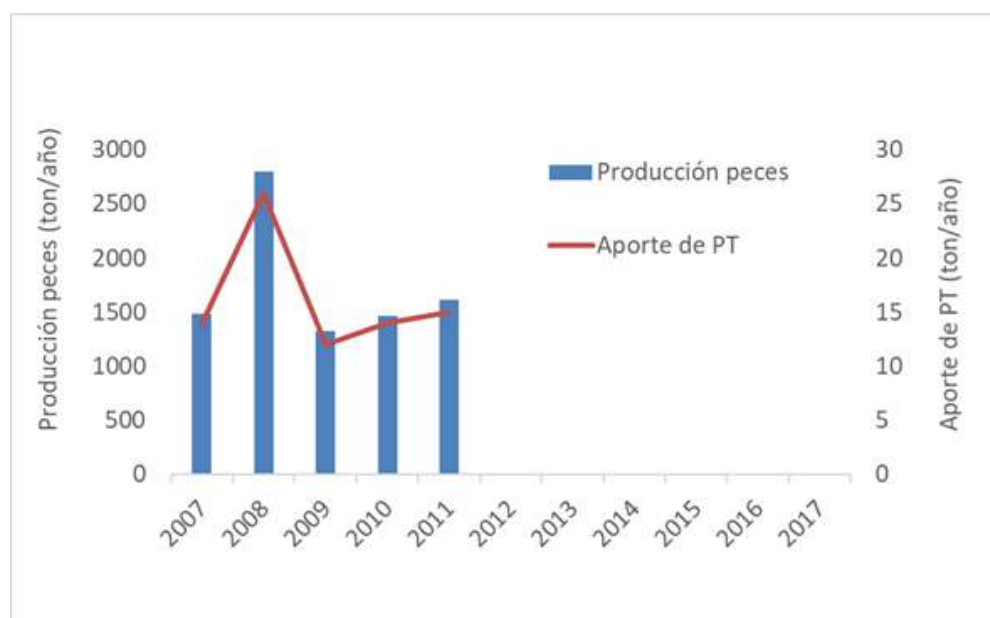


Figura 119. Producción histórica de peces (ton/año) y su aporte de PT (ton/año) en lago Ranco.

e) Carga (sumatoria) de PT al lago

Dado a que la actividad de acuicultura dejó de funcionar en balsas jaulas a partir del año 2013, no se incluyó en el cálculo de carga de PT según actividad o fuente emisora. En la actualidad, el principal contribuyente de PT proviene del uso de suelo (62,6%), principalmente por suelo desnudo y bosque nativo, seguido por las pisciculturas (27,6%). La carga total de PT se estimó en 162,1 ton durante el año 2017.

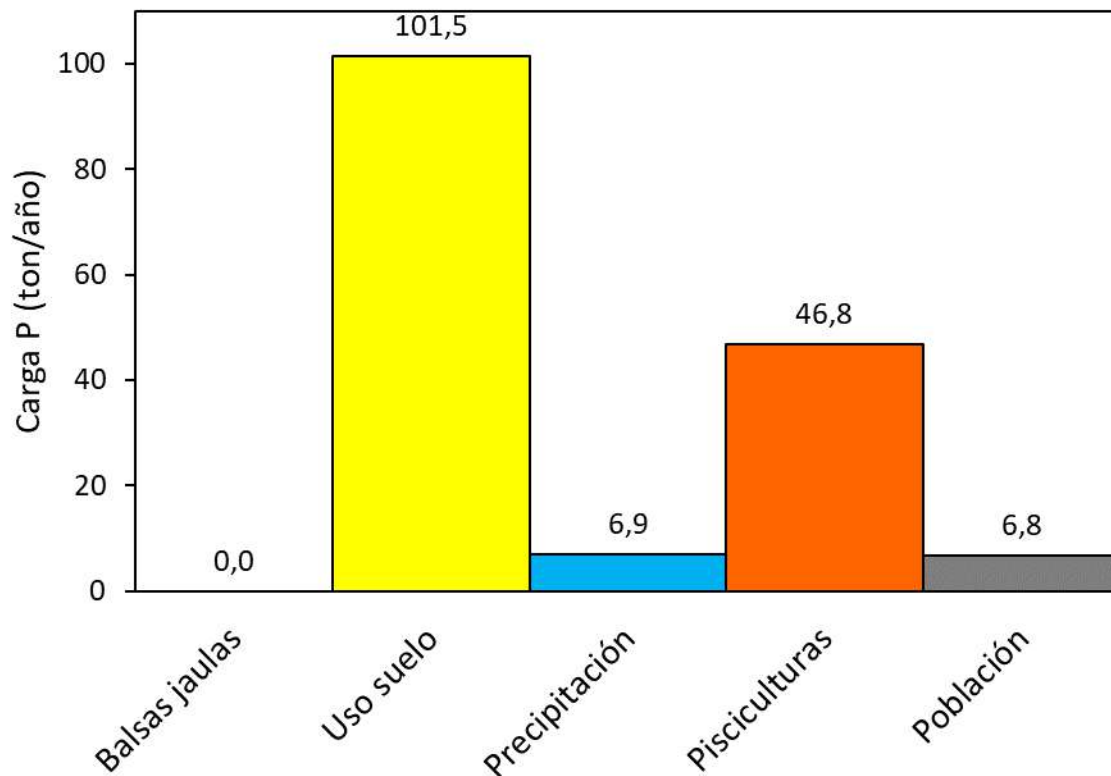


Figura 120. Carga de PT (ton/año) según actividad o fuente emisora.

f) Identificación de principales actividades aportantes de PT en los años de estudio: 2015, 2016, y 2017.

Se hizo una comparación de las principales fuentes y actividades que aportan PT al lago en todos los periodos de estudio, esta vez sí incluyendo el promedio aportado por las balsas jaulas en los últimos 10 años. A partir de ello, se muestra que la tendencia es similar en el tiempo, siendo el uso de suelo el principal aportante de PT, seguido por las actividades de acuicultura, específicamente de las pisciculturas en tierra. Cabe notar, que la contribución de PT del uso de suelo y cobertura vegetal durante el 2016 disminuyó en comparación a los demás años, debiéndose esto a que el año 2016 se presentó como un periodo extremadamente, provocando la escasa precipitación una menor escorrentía, por tanto, un menor arrastre de nutrientes desde la cuenca.

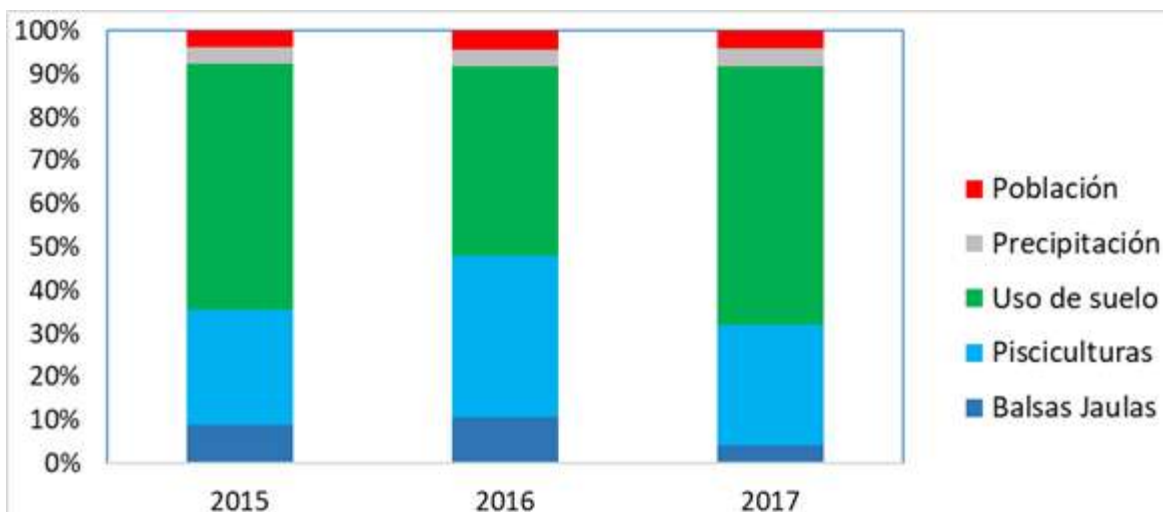


Figura 121. Identificación de principales actividades aportantes de PT en los años de estudio 2015, 2016, y 2017.

g) Determinación de la descarga por el efluente

Se determinó la descarga de PT por el efluente utilizando el valor promedio de PT de la columna de agua (0,0048 mg/L) multiplicándolo por el caudal anual del río Bueno. Se calculó un total de 259,6 ton de PT en la columna de agua.

Tabla 54. Contenido de PT en la columna de agua del lago Ranco.

Estrato (m)	Vol. (km³)	%	mg/L	TON/estrato
"0-10"	4,50	8,4	0,0050	22,7
"10-20"	4,40	8,1	0,0050	21,9
"20-30"	4,20	7,7	0,0055	22,9
"30-40"	4,00	7,4	0,0064	25,6
"40-50"	3,80	7,1	0,0050	19,2
"50-80"	8,70	16,1	0,0050	43,5
"80-120"	7,60	14,1	0,0050	38,1
"120-160"	7,50	13,9	0,0050	37,5
"160-200"	5,70	10,5	0,0050	28,4
"200-250"	3,60	6,7	0,0050	-
Total				259,6
Promedio mgP/L				0,0048

La descarga anual del efluente se calculó en 49,186 ton/año, de acuerdo al siguiente cálculo:

Caudal (km³/año) : 10,232
 Concentración de PT (mg/L) : 0,0048
 Descarga de PT (ton/año) : 49,186

h) Balance de nutriente (PT) y capacidad de carga del lago

De acuerdo al balance de nutrientes, el PT existente en la columna de agua sería 260 ton, ingresando 162 ton y egresando 49, con una sedimentación de 70%, característico de lagos de gran profundidad.

Tabla 55. Balance de PT calculado para el lago Ranco.

PT en columna de agua (ton)	Ingreso de PT (ton)	Egreso de PT (ton)	Sedimentación PT (ton)	Porcentaje de sedimentación
260	169	49	120	710

Se calculó la carga crítica del lago Ranco, con un tiempo de renovación de 5 años. Según este tiempo de renovación, la carga crítica de PT para salir del estado oligotrófico es de 349 ton, mientras que conforme a la concentración promedio de PT en el lago (4,8071 $\mu\text{g/L}$), el cual estaría recibiendo 168 ton/año.

Tabla 56. Carga crítica y carga actual de PT en lago Ranco.

PT ($\mu\text{g/L}$)	Carga crítica PT (ton/año)	Tiempo de renovación (años)
10	349	5
4,8071	168	5

En la siguiente figura se muestran las concentraciones de PT medidas en todas las etapas de estudio, indicándose que los valores se encuentran dentro de la ultraoligotrofia y oligotrofia. El tiempo de renovación teórico calculado varió entre 5 y 6 años.

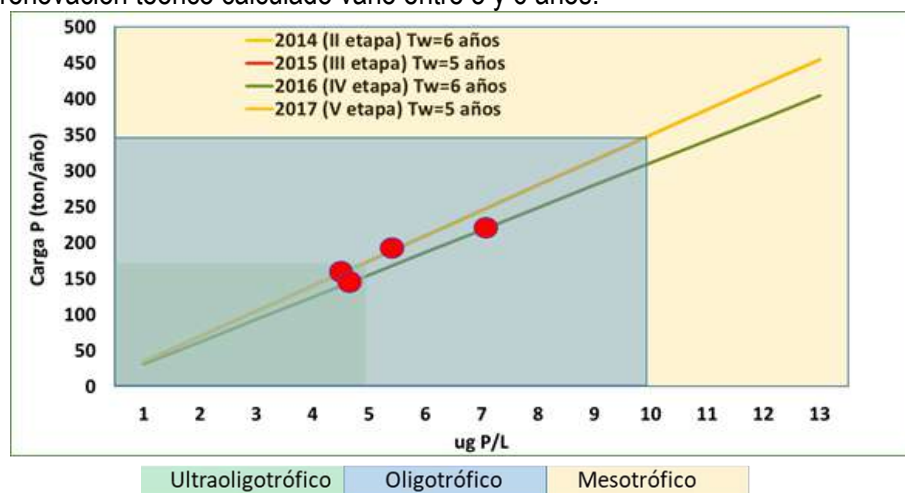


Figura 122. Capacidad de carga de PT en el lago Ranco.

4.5.2. Lago Puyehue

a) Uso de suelo de la cuenca lacustre

La cuenca hidrológica del lago Puyehue consta de 114.140 ha, con predominancia de bosque nativo (69,9%), seguido por suelo desnudo (12,6%) y praderas (10,2%). Se identificaron 60 subcuencas.

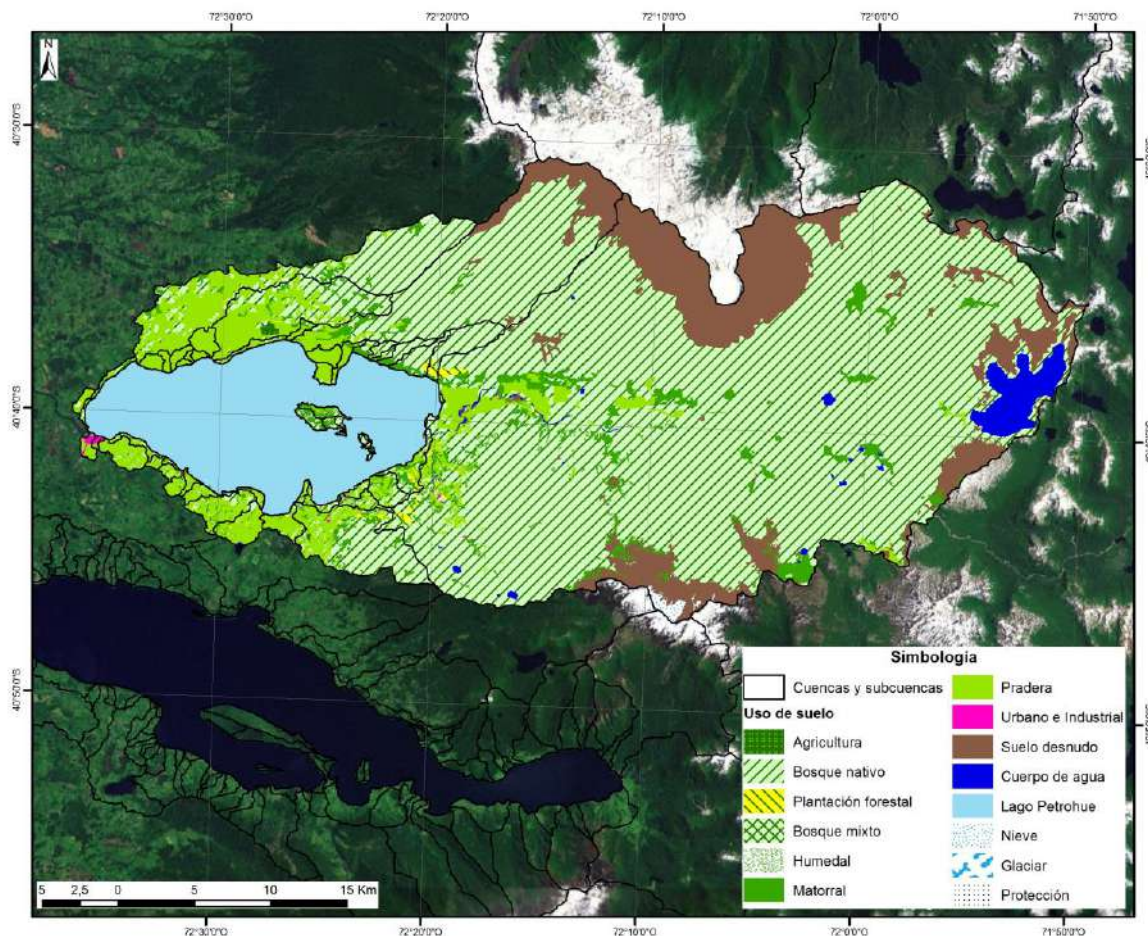


Figura 123. Mapa de uso de suelo y cobertura vegetal del lago Puyehue.

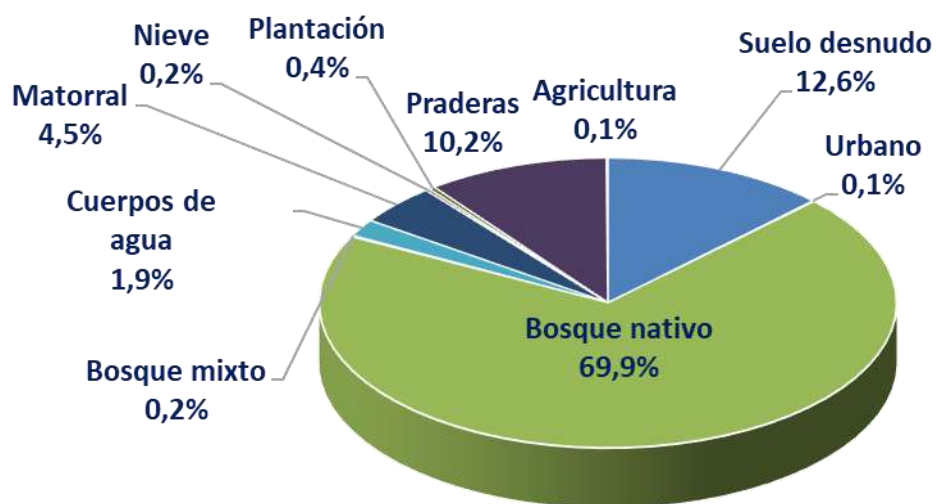


Figura 124. Uso de suelo (%) en la cuenca del lago Puyehue.

b) Aporte de nutrientes por afluentes

En base al uso de suelo y cobertura vegetal, índices de exportación y escorrentía de las 60 subcuencas, se calculó el ingreso de 52,79 ton de PT para el año 2017. El mayor aporte está dado por el suelo desnudo (53%), seguido por el bosque nativo (20,9%) y las praderas (13,2%) (Tabla 57)

Tabla 57. Aporte de PT (ton/año) y contribución (%) según uso de suelo y cobertura vegetal en la cuenca del lago Puyehue.

Usos de suelo	PT (ton/año)	PT (%)
Agricultura	0,05	0,1
Bosque nativo	11,02	20,9
Bosque mixto	0,06	0,1
Cuerpos de agua	0,54	1,0
Matorral	2,11	4,0
Nieve	0,51	1,0
Plantación	0,13	0,2
Praderas	7,18	13,6
Precipitaciones	2,80	5,3
Suelo desnudo	28,00	53,0
Urbano	0,39	0,7
Total	52,79	100

c) Evaluación de las descargas directas al lago

Se contabilizaron 440.000 turistas con un promedio de residencia de 3 días a la orilla del lago Puyehue. En tanto, se catastraron 894 casas residentes, calculando una descarga directa de PT por parte de esta población de 13,1 ton/año.

La información de RILES fue obtenida de la SISS a través del MMA, declarándose RILES sólo 2 pisciculturas. Los aportes directos de PT provenientes de fuentes directas o puntuales fueron 30,2 ton para el año 2017 (Tabla 58).

Tabla 58. Aportes directos de PT (ton/año) al lago Puyehue.

Fuente	Carga PT (ton/año)
Población	13,1
Piscicultura 1 76.024.330-2-1-143	16,2
Piscicultura 2 96.633.780-k-8-88	0,8
Suma total	30,2

d) Estimación del aporte de PT por centros de cultivo

La producción histórica de salmónidos en balsas jaulas se indica en la siguiente figura. La mayor producción se registró en los años 2009 y 2013 (~5.923 ton y ~6.090 ton respectivamente) con un aporte de ~55 ton de PT para ambos años (Figura 125).

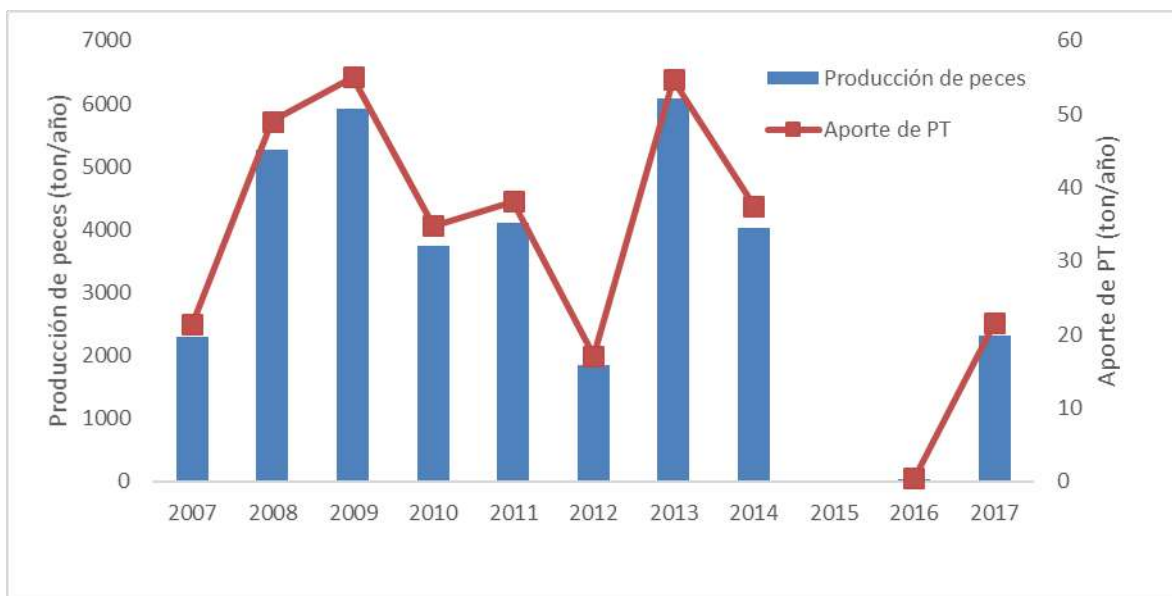


Figura 125. Producción histórica de peces y su aporte de PT (ton/año) en lago Puyehue.

e) Carga (sumatoria) de PT al lago

La carga total de PT se estimó en 115,9 ton durante el año 2017, siendo el uso de suelo el principal contribuyente (43%), seguido por las balsas jaulas (29%), pisciculturas (15%) y la población (11%) (Figura 126). Sin embargo, al sumar las cargas provenientes de la acuicultura (balsas jaulas y pisciculturas), se registra que aquella actividad es la que mayormente contribuye al aporte de PT.

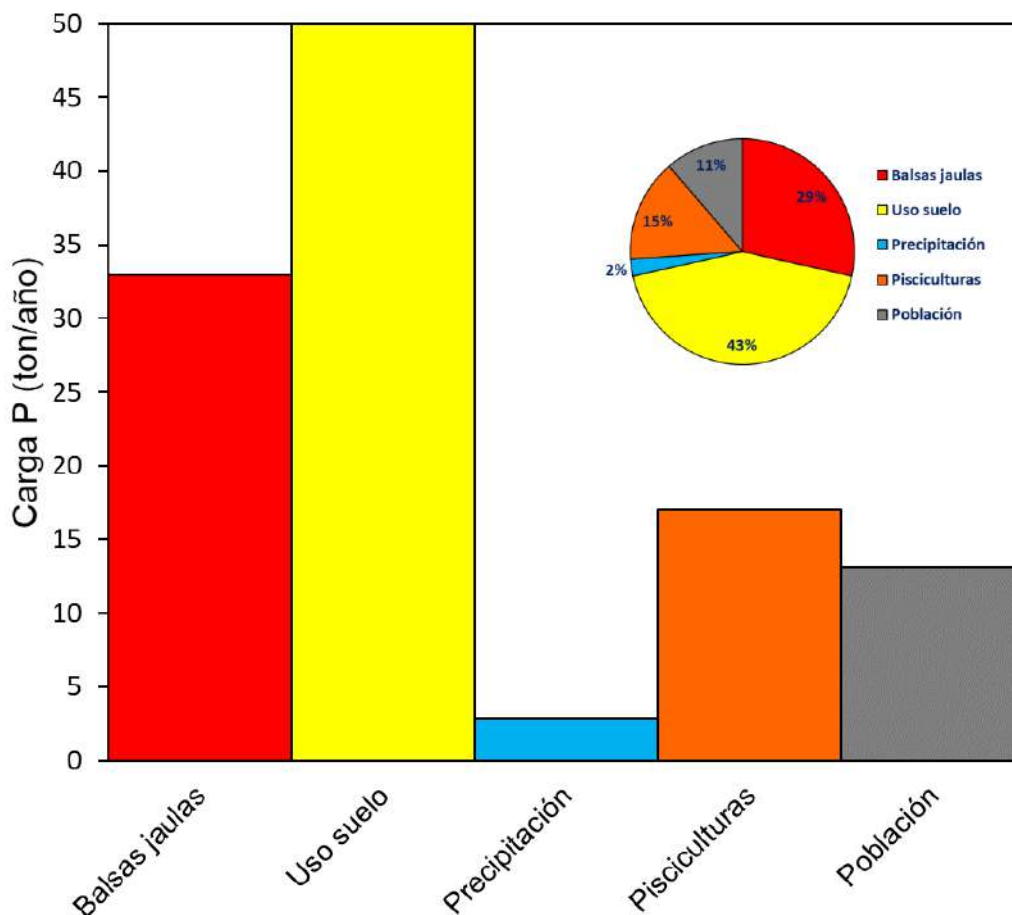


Figura 126. Carga de PT (ton/año) y porcentaje contribución.

f) Identificación de principales actividades aportantes de PT en los años de estudio (2015, 2016 y 2017).

Se hizo una comparación de las principales fuentes y actividades que aportan PT al lago en todos los periodos de estudio, en donde se muestra que la tendencia es similar en el tiempo, siendo la actividad de acuicultura (tanto el PT proveniente de pisciculturas como de balsas jaulas) la principal fuente emisora de PT, seguido por el uso de suelo y cobertura vegetal. Cabe notar, que la contribución de PT del uso de suelo y cobertura vegetal durante el 2017 aumentó en comparación a los demás años, debiéndose a que aquel año se registró un aumento de precipitación, lo que trae consigo un aumento de la escorrentía y por ende un aumento de arrastre de nutrientes desde la cuenca. Junto a ello, durante el 2017 disminuyó en menor grado la actividad acuícola (**Figura 127**).

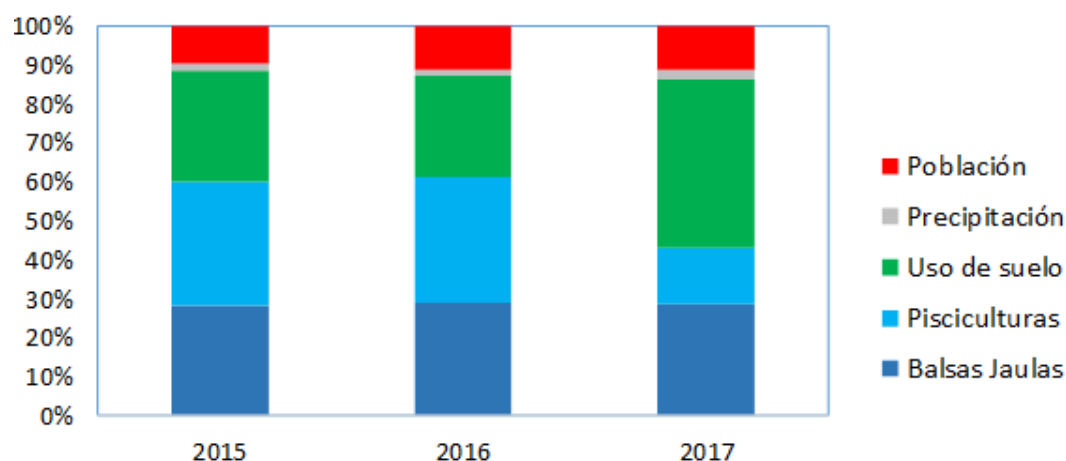


Figura 127. Identificación de principales actividades aportantes de PT en los años de estudio (2015, 2016 y 2017).

g) Determinación de la descarga por el efluente

Se determinó la descarga de PT por el efluente utilizando el valor promedio de PT de la columna de agua (0,0051 mg/L) multiplicándolo por el caudal anual del efluente. Se calculó un total de 72,3 ton de PT en la columna de agua.

Tabla 59. Contenido de PT en la columna de agua del lago Puyehue.

Estrato (m)	Vol. (km³)	%	mg/L	TON/estrato
0-5	0,10	2,6	0,0050	1,9
5-10	0,10	2,6	0,0050	1,9
10-20	0,30	7,9	0,0057	6,4
20-50	5,60	42,2	0,0050	30,2
50-100	7,00	31,5	0,0050	22,5
100-120	1,20	13,2	0,0050	9,4
Suma				72,3
Promedio (mg/L)				0,0051

La descarga anual del efluente se calculó en 14,23ton/año, de acuerdo al siguiente cálculo:

Caudal (km³/año)	: 2,814
Concentración de PT (mg/L)	: 0,0051
Descarga de PT (ton/año)	: 14,230

h) Balance de nutriente (PT) y capacidad de carga del lago

De acuerdo al balance de nutrientes, el PT existente en la columna de agua sería 76 ton, ingresando 116 ton y egresando 14, con una sedimentación de 88%, característico de lagos de gran profundidad.

Tabla 60. Balance de PT calculado para el lago Puyehue.

PT en columna de agua (ton)	Ingreso de PT (ton)	Egreso de PT (ton)	Sedimentación PT (ton)	Tasa de sedimentación %
-----------------------------	---------------------	--------------------	------------------------	-------------------------

72	116	14	102	88
----	-----	----	-----	----

Se calculó la carga crítica del lago Puyehue, con un tiempo de renovación de 4,3 años. Según este tiempo de renovación, la carga crítica de PT para salir del estado oligotrófico es de 102 ton, mientras que conforme a la concentración promedio de PT en el lago (5,0553 $\mu\text{g/L}$), el cual estaría recibiendo 51 ton/año.

Tabla 61. Carga crítica y carga actual del PT en lago Puyehue.

PT ($\mu\text{g/L}$)	Carga crítica PT (ton/año)	Tiempo de renovación (años)
10	102	4,3
5,0553	51	4,3

En la siguiente figura se muestran las concentraciones de PT medidas en todas las etapas de estudio, indicándose que los valores se encuentran dentro de la oligotrofia, e incluso durante el año 2015 se registró una concentración cercana a la mesotrofia. El tiempo de renovación teórico calculado varió entre 3,4 y 7 años.

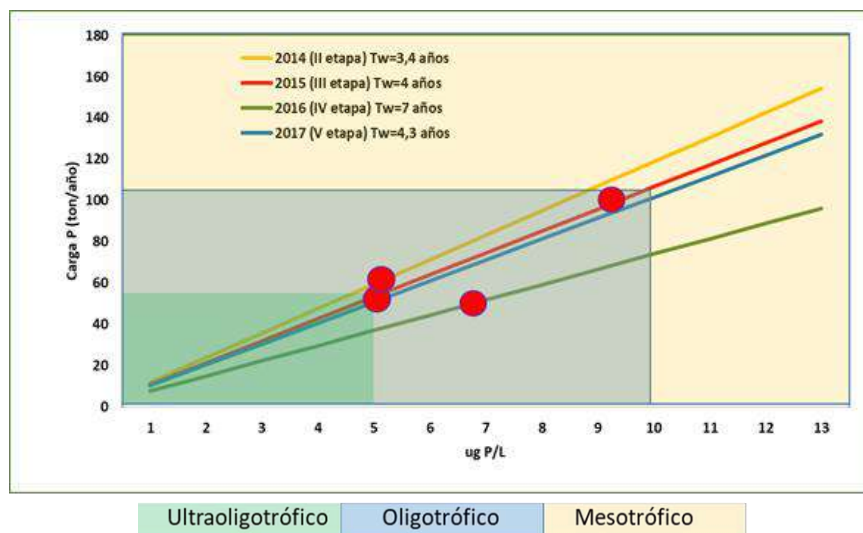


Figura 128. Capacidad de carga de PT en el lago Puyehue.

4.5.3. Lago Rupanco

a) Uso de suelo y cobertura vegetal de la cuenca lacustre

Esta cuenca hidrológica consta de 75.146 ha (Figura 129). Se delimitaron 120 subcuencas.

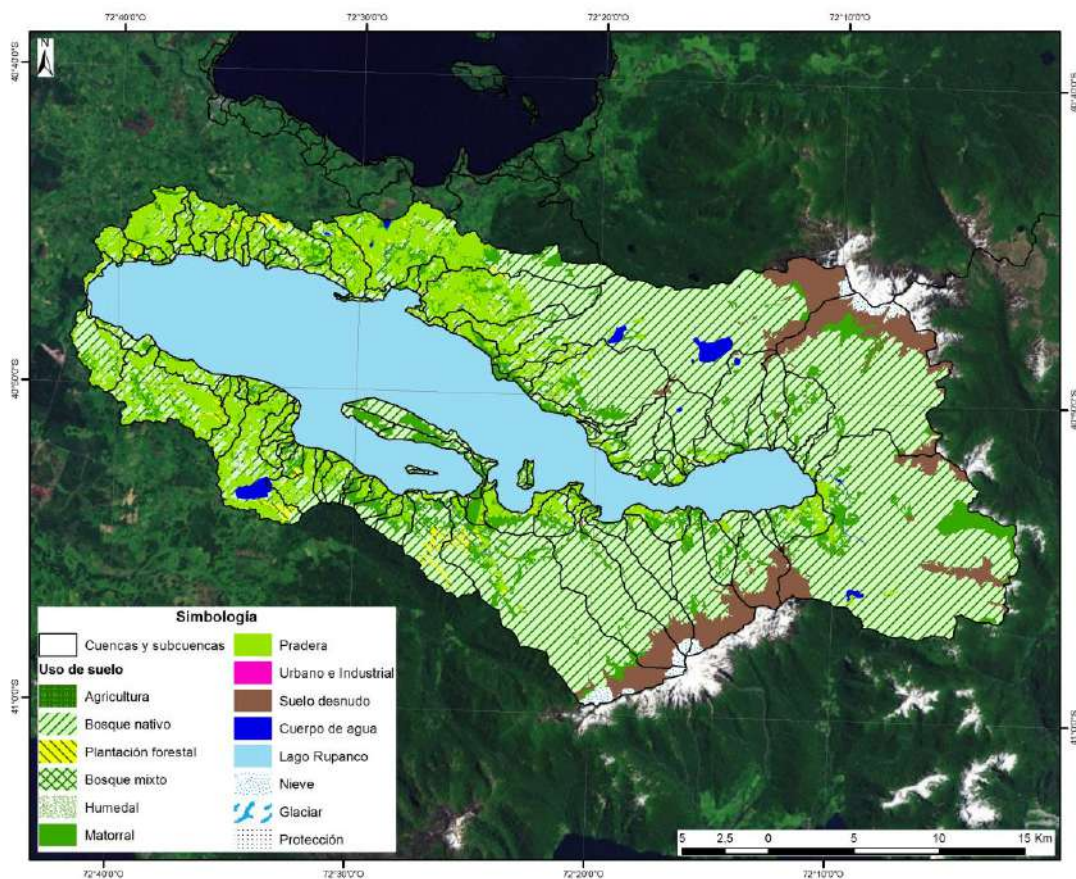


Figura 129. Mapa de uso de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Rupanco.

La cuenca lacustre del lago Rupanco tiene una superficie de 75.146 ha, predominando mayormente el bosque nativo (61,5%), seguido por praderas (18,4%), matorral (9,8%) y suelo desnudo (7,2%) (Figura 130).

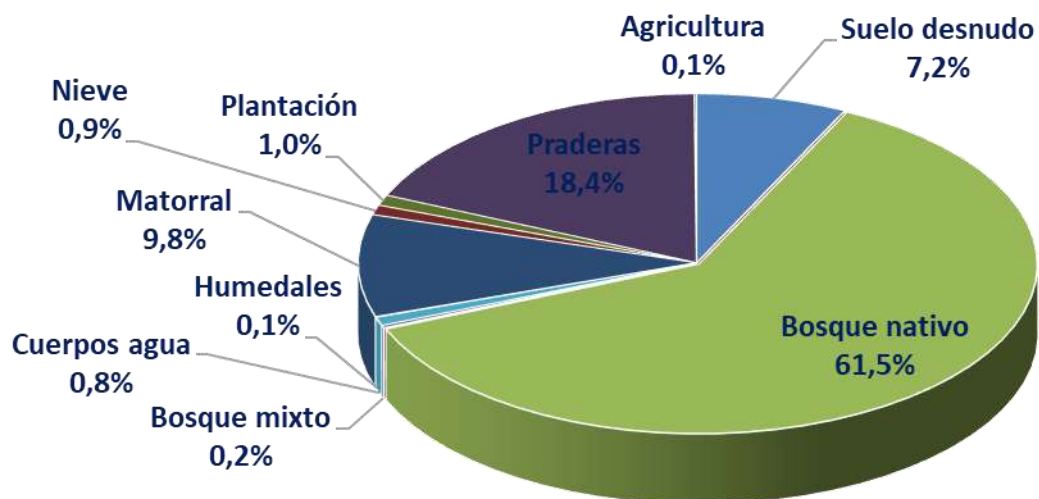


Figura 130. Uso de suelo (%) en la cuenca del lago Rupanco.

b) Aporte de nutrientes por afluentes

En base al uso de suelo y cobertura vegetal, índices de exportación y escorrentía de las 120 subcuencas, se calculó el ingreso de 44,31 ton de PT para el año 2017. El mayor aporte está dado por el suelo desnudo (34,6%), seguido por las praderas (24,1%) y el bosque mixto (19,1%) (Tabla 62).

Tabla 62. Aporte de PT (ton/año) y contribución (%) según uso de suelo en la cuenca del lago Rupanco.

Usos de suelo	PT (ton/año)	PT (%)
Agricultura	0,05	0,1
Bosque nativo	8,46	19,1
Bosque mixto	0,07	0,2
Cuerpos de agua	0,22	0,5
Humedales	0,01	0,0
Matorral	3,56	8,0
Nieve	2,02	4,6
Plantación	0,27	0,6
Praderas	10,70	24,1
Precipitaciones	3,59	8,1
Suelo desnudo	15,32	34,6
Urbano	0,03	0,1
Total	44,31	100

c) Evaluación de las descargas directas al lago

Como descarga directa de PT al lago, se obtuvo 4,9 ton/año, la cual proviene mayormente de población permanente en la franja de los 200 m desde la orilla de la playa. Se contabilizaron 746 casas habitadas en forma permanente. No se consideró flujo de turistas, dado a que no se cuenta con esta información. Se registró aportes de una sola piscicultura, de acuerdo a los datos de la SISS.

Tabla 63. Aportes directos de PT (ton/año) al lago Rupanco.

Fuente	Carga PT (ton/año)
Población	4,1
Piscicultura 1 96.633.780-k-4-91	0,8
Suma	4,9

d) Estimación del aporte de PT por centros de cultivo

En toda la historia productiva de salmónidos en este lago, durante el año 2017 fue en donde más se produjo (14.093 ton peces) con un aporte de 131 PT (Figura 131).

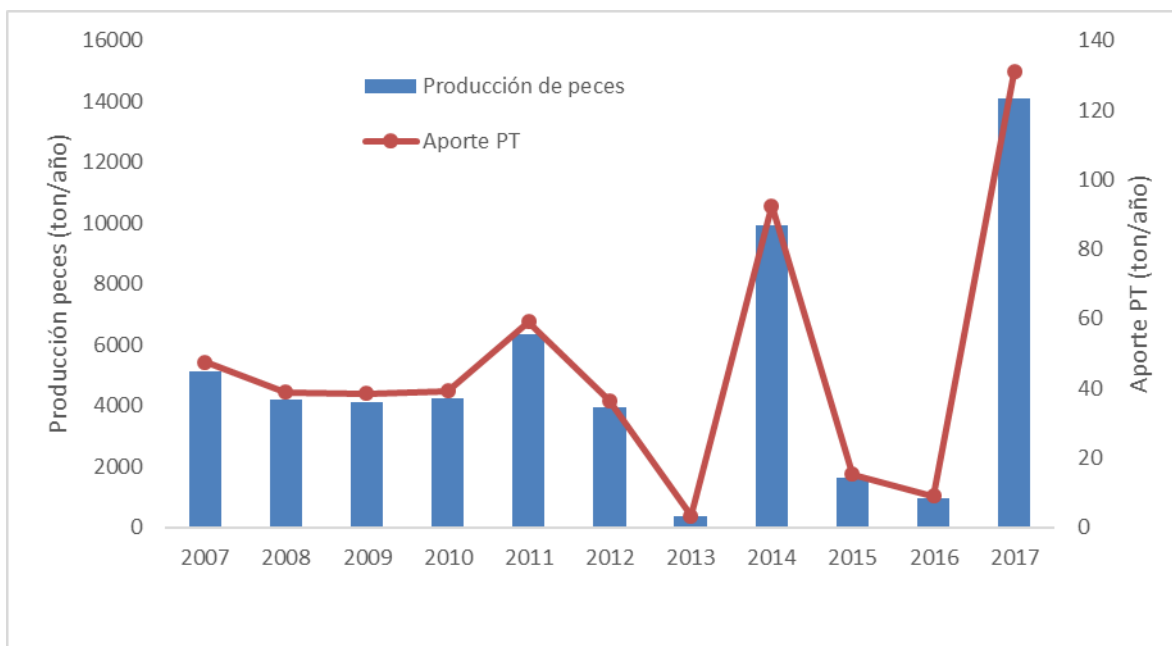


Figura 131. Producción histórica de peces (ton/año) y su aporte de PT (ton/año) en lago Rupanco.

e) Carga (sumatoria) de PT al lago

Cuando analizamos la carga total de PT al lago, observamos que para el año 2017, la actividad de acuicultura, específicamente la producción de salmónidos en balsas jaulas, es el a fuente o actividad que más PT aporta (46,4 ton/año, equivalente a un 48,6% del aporte total) (Figura 132). La carga total de PT fue calculada en 95,6 ton/año.

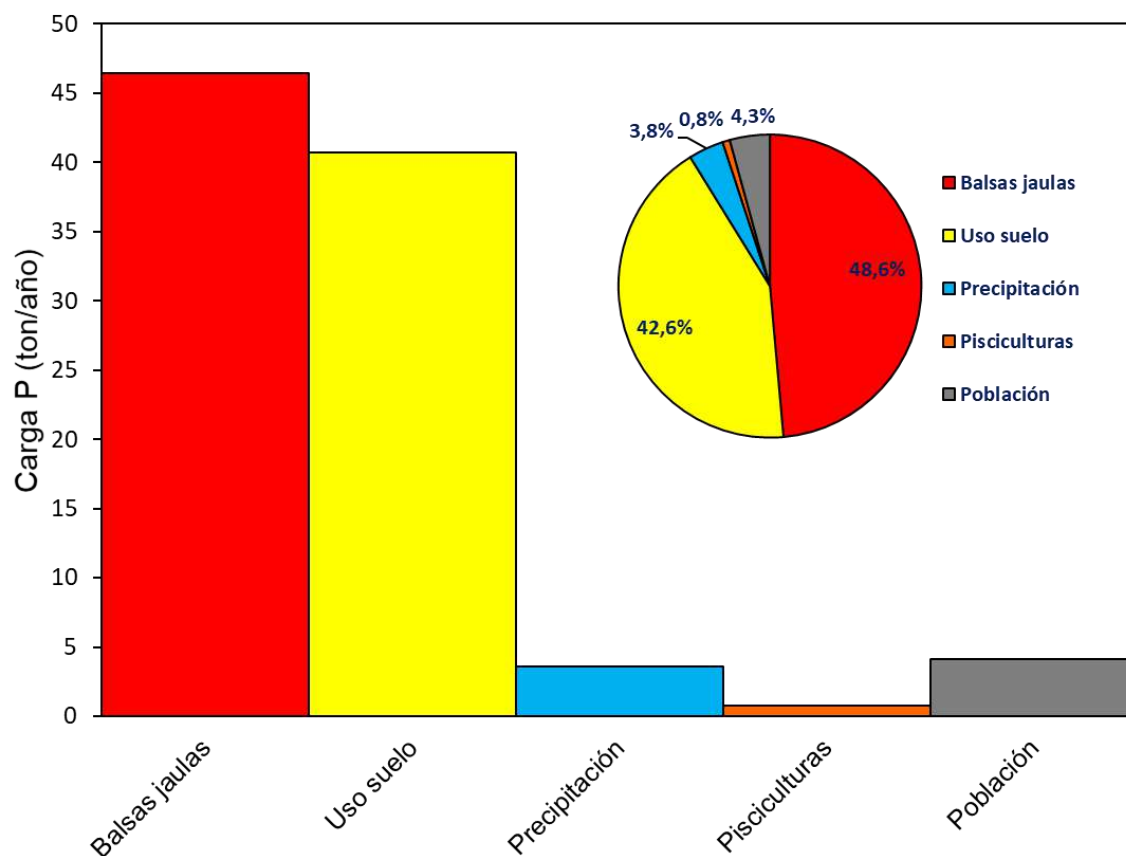


Figura 132. Carga de PT (ton/año) y porcentaje contribución.

f) Identificaciones de principales actividades aportantes de PT en todos los periodos de estudio (2015 al 2017).

Al comprar los aportes de las diferentes actividades y fuentes de PT en los periodos de estudio, la tendencia es similar, observándose que la actividad de acuicultura (principalmente balsas jaulas) y el uso de suelo son los principales contribuyentes. En el año 2017 se observa un leve aumento de aporte de PT a partir de las balsas jaulas, y esto se debe al incremento de la producción en dicho periodo. También se registró un aporte de 4,3% por parte de la población (Figura 133).

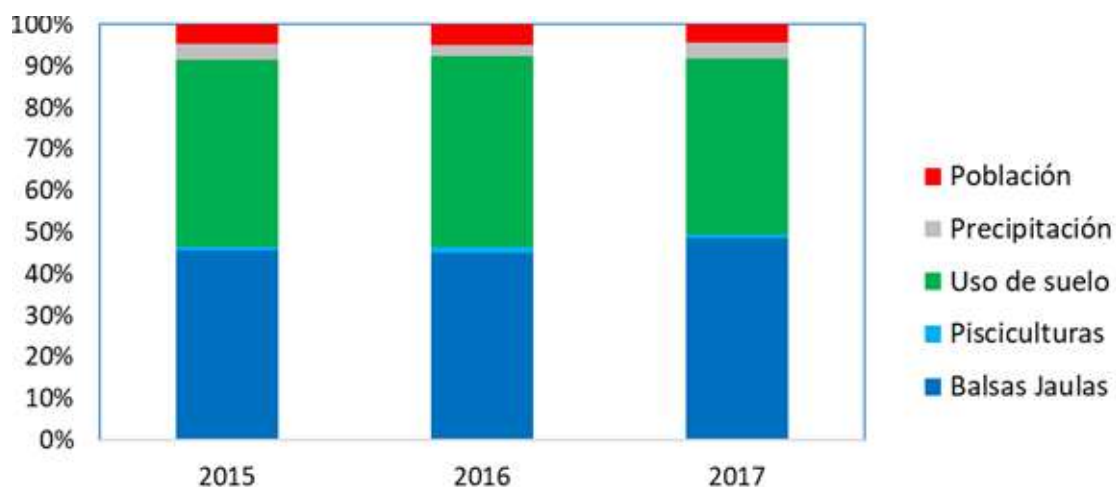


Figura 133. Identificación de principales actividades aportantes de PT en los años de estudio 2015, 2016 y 2017.

g) Determinación del contenido de PT al lago

De acuerdo a la concentración de PT medido en la columna de agua, y del volumen del lago (38 km³), se obtuvo una carga interna de 197,8 ton de PT y una concentración promedio de 0,0052 mg/L de PT (Tabla 64).

Tabla 64. Contenido de PT en la columna de agua del lago Rupanco.

Estrato (m)	Vol. (km ³)	%	mg/L	PT por estrato (ton)
"0-10"	11,21	29,5	0,0054	60,5
"80-120"	8,93	23,5	0,0050	44,7
"120-160"	6,65	17,5	0,0055	36,6
"160-200"	5,51	14,5	0,0050	27,6
"200-250"	4,18	11,0	0,0050	20,9
"250-300"	1,52	4,0	0,0050	7,6
Suma				197,8
Promedio mgP/L				0,0052

La descarga anual del efluente se calculó en 16,7 ton/año, de acuerdo al siguiente cálculo:

Caudal río Rahue (km ³ /año)	: 3,209
Concentración de PT (mg/L)	: 0,0052
Descarga de PT (ton/año)	: 16,706

h) Balance de nutriente (PT) y capacidad de carga del lago

El Balance de PT indica que de acuerdo al volumen de cuerpo de agua y la concentración promedio, la carga interna del lago es de 197,8 ton. Se calculó un ingreso de 96 ton, y un egreso de 17 ton, sedimentando el 83% del PT (Tabla 65).

Tabla 65. Balance de PT calculado para el lago Rupanco.

PT en columna de agua (ton)	Ingreso de PT (ton)	Egreso de PT (ton)	Sedimentación de PT (ton)	Tasa de sedimentación %
197,8	96	17	79	83

De acuerdo al modelo de capacidad de carga de la OECD, se obtuvo que en relación a la concentración promedio de PT en la columna de agua (5,2055 µg/L), estarían ingresando 73 ton de PT, valor similar a lo calculado en el balance de nutrientes (ingreso de 96 ton). Ahora, este lago pudiera soportar (bajo un modelo probabilístico) hasta ~139 ton/año. Dichos cálculos se efectuaron con un tiempo de renovación teórico de 12 años (Tabla 66).

Tabla 66. Carga crítica y carga actual del PT (ton/año) en lago Rupanco.

PT (µg/L)	Carga crítica PT (ton/año)	Tiempo de renovación (años)
10	139	12
5,2055	73	12

La Figura 134 hace referencia sobre la capacidad de carga del lago Rupanco entre los años 2014 y 2017, y sus respectivos tiempos de renovación teóricos calculados para cada año. El mayor tiempo de renovación teórico calculado fue en el año 2016 (14 años), lo que está ligado directamente a la baja pluviosidad. Las concentraciones promedio de PT indicaron un estado oligotrófico, con tendencia a la mesotrofia en el año 2015.

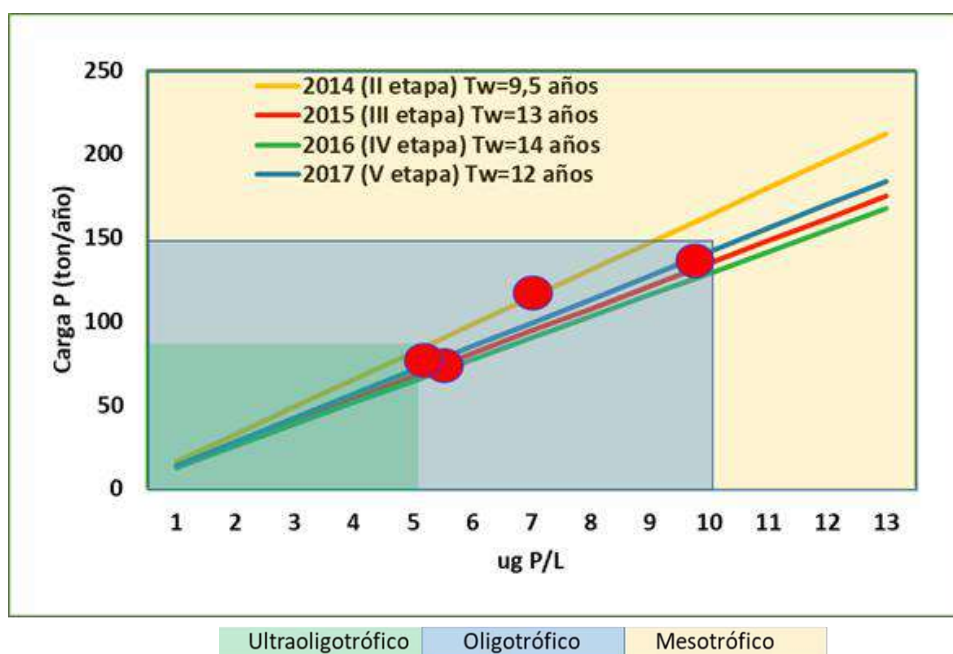


Figura 134. Capacidad de carga de PT en el lago Rupanco entre los años 2014-2017.

4.5.4. Lago Llanquihue

a) Uso de suelo y cobertura vegetal de la cuenca hidrológica del lago Llanquihue

La cuenca lacustre del lago Llanquihue consta de 76.137 ha, y en la cual se han identificado 126 subcuencas. Para conocer el cambio del uso de suelo y cobertura vegetal en el tiempo, se generó un análisis comparativo de las coberturas de uso de suelo entre los años 1997 y 2013 (Figura 135).

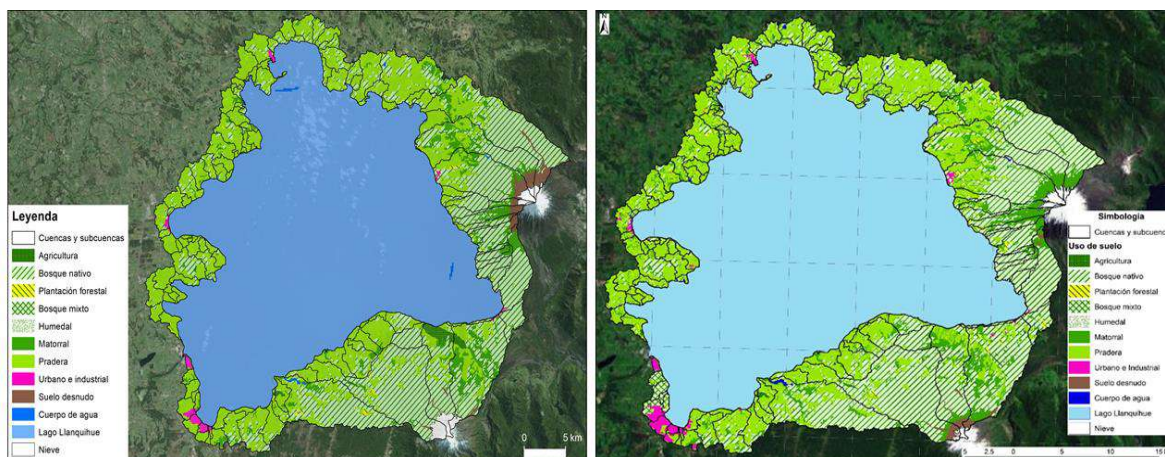


Figura 135. Mapas de uso de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Llanquihue. A) Mapa uso de suelo y coberturas año 1997, B) Mapa uso de suelo y coberturas año 2013.

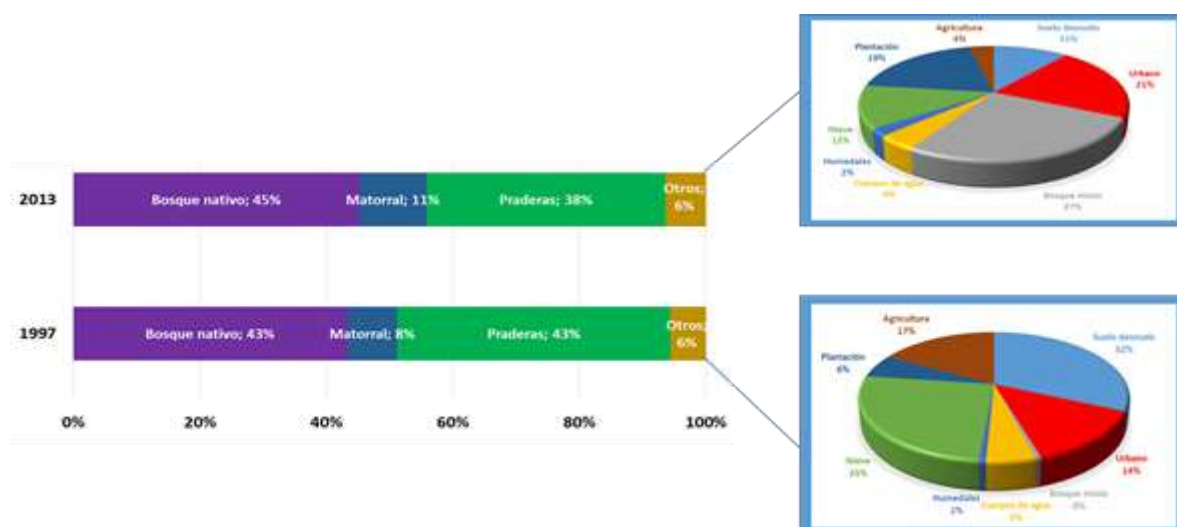


Figura 136. Usos de suelo y coberturas vegetales (%) en la cuenca del lago Llanquihue en los años 1997 y 2013.

A partir del cual observamos leves modificaciones en el tiempo, tales como un aumento del bosque nativo (2%) y matorral (3%), y disminución de praderas en un 5%. Hay un porcentaje (6%) que se les denominó “Otros” (ver Figura 136), en donde se agruparon actividades que sufrieron menores modificaciones en el tiempo, pero no por ello menos importantes al momento de evaluar el aporte de PT de estas actividades. En esta categoría “Otros” se agrupó a la agricultura, suelo desnudo, nieve, humedales, urbano, plantación, bosque mixto, y cuerpos de agua. De ello aumentó en el tiempo lo Urbano, plantación, y bosque mixto (Figura 137).

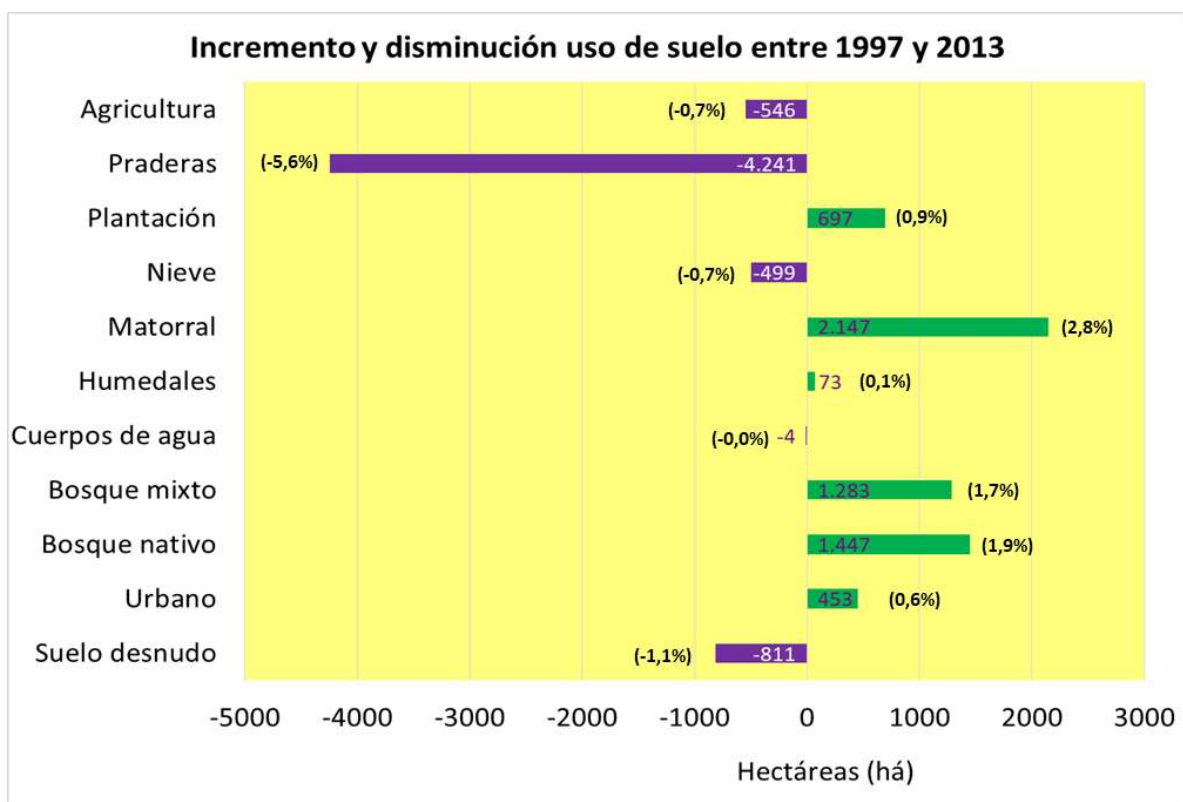


Figura 137. Incremento y disminución uso de suelo y coberturas vegetales entre el periodo 1997-2013.

b) Análisis de escorrentía de la cuenca del lago Llanquihue

Los volúmenes de escorrentías por subcuencas para los años 1997 y 2017 se presentan en la siguiente Figura. A partir de ésta se desprende que las máximas escorrentías están asociadas lógicamente al tamaño de la subcuenca, y a su posición geográfica. Específicamente, las subcuencas que se ubican en los faldeos de los volcanes Osorno y Calbuco presentan las mayores escorrentías (Figura 138).

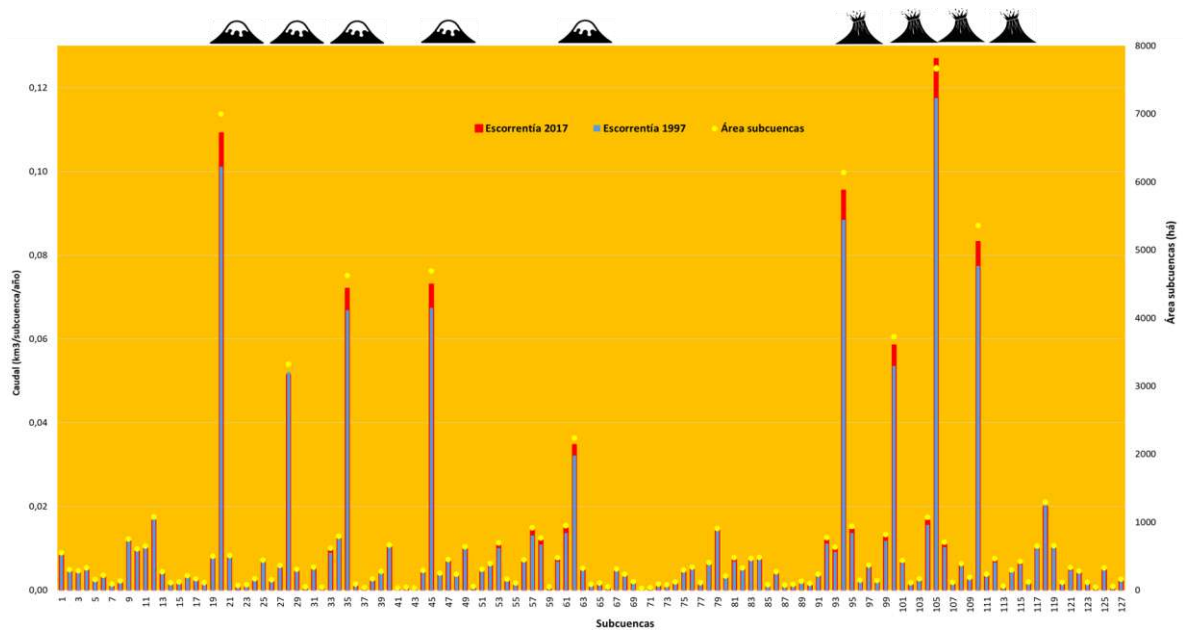


Figura 138. Análisis de escorrentía por subcuenca del lago Llanquihue para los años 1997 y 2017.

Sin embargo, para despejar la variable “tamaño de la subcuenca”, se realizó el mismo procedimiento anteriormente mencionado, pero comparando los volúmenes de escorrentía por m^2 (Figura 139). Con ello pudimos visualizar que las mayores escorrentías por m^2 están dadas en subcuencas con mayor pendiente, ubicadas en los flancos del Volcán Osorno, como también las subcuencas con influencia urbana (tales en donde se encuentran emplazadas las ciudades de Puerto Varas y Llanquihue) (Figura 140).

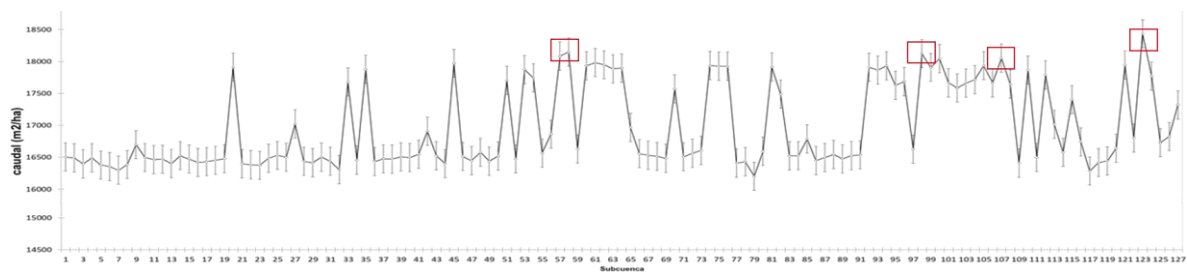


Figura 139. Análisis de escorrentía por m^2 para los años 1997 y 2017.

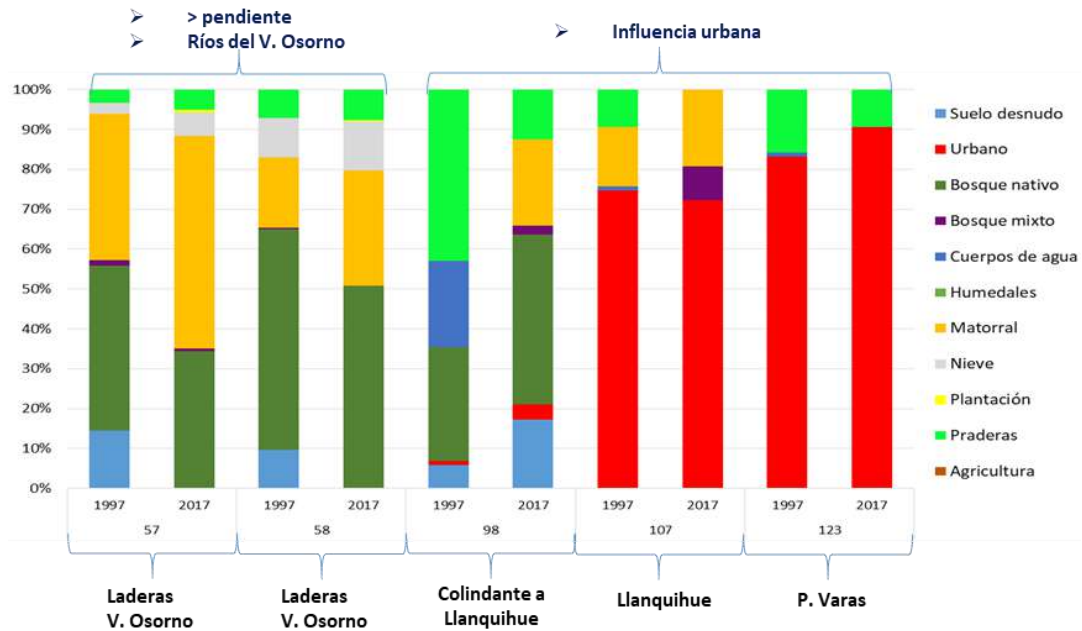


Figura 140. Usos de suelo y cobertura vegetal (%) de las subcuencas con mayor escorrentía de la cuenca del lago Llanquihue.

c) Balance hidrológico y tiempo de renovación teórico del lago Llanquihue en el tiempo

Al analizar las precipitaciones para los años 1997, 2014, 2015, 2016 y 2017, se registra que las precipitaciones de los años 1997 y 2017 son similares, producto del fenómeno asociado al Niño. En tanto, el año 2016, que fue un año extremadamente seco para esta zona se asocia a condiciones de la Niña (Figura 141). Las escorrentías provenientes de la cuenca lacustres están directamente ligadas a la cantidad precipitación, por tanto, en un año seco la escorrentía será menor en comparación a un año lluvioso, y esto también va asociado entonces al tiempo de renovación teórico calculado para lagos. A menor escorrentía, mayor tiempo de renovación presentará el lago (Tabla 67).

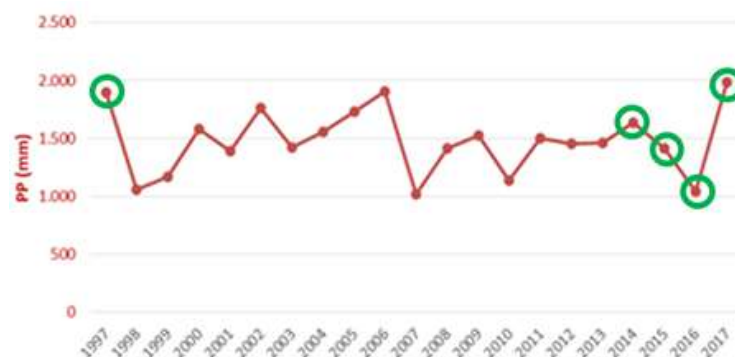


Figura 141. Precipitación histórica (mm) durante los años de estudio en estación meteorológica ubicada en la cuenca del lago Llanquihue.

Tabla 67. Balance hidrológico y tiempo renovación teórico calculado para el lago Llanquihue, durante los años 1997, 2014, 2015, 2016 y 2017.

	km ³ /año 1997	km ³ /año 2014	km ³ /año 2015	km ³ /año 2016	km ³ /año 2017
Escorrentía	1,38	1,36	1,29	0,88	1,55
Precipitación sobre lago	1,63	1,48	1,35	0,98	1,65
Total entradas	3,01	2,85	2,65	1,87	3,2
Efluente río Maullín	2,28	2,24	1,94	1,14	2,31
Evaporación Lago	0,61	0,49	0,61	0,61	0,61
Total Salidas	2,89	2,73	2,25	1,76	2,93
Tw (años)	53	56	69	85	50

d) Identificación de principales fuentes de descarga de PT para los años en estudio

Al comparar las principales fuentes o actividades aportantes de PT al lago en el tiempo (2014 al 2017), se identifica a la actividad de acuicultura como la principal contribuyente, seguido por el uso de suelo (el aporte estaría dado básicamente por las praderas), y la población (Figura 142). Cabe mencionar que no se incluyen los aliviaderos de tormenta hacia el lago Llanquihue.

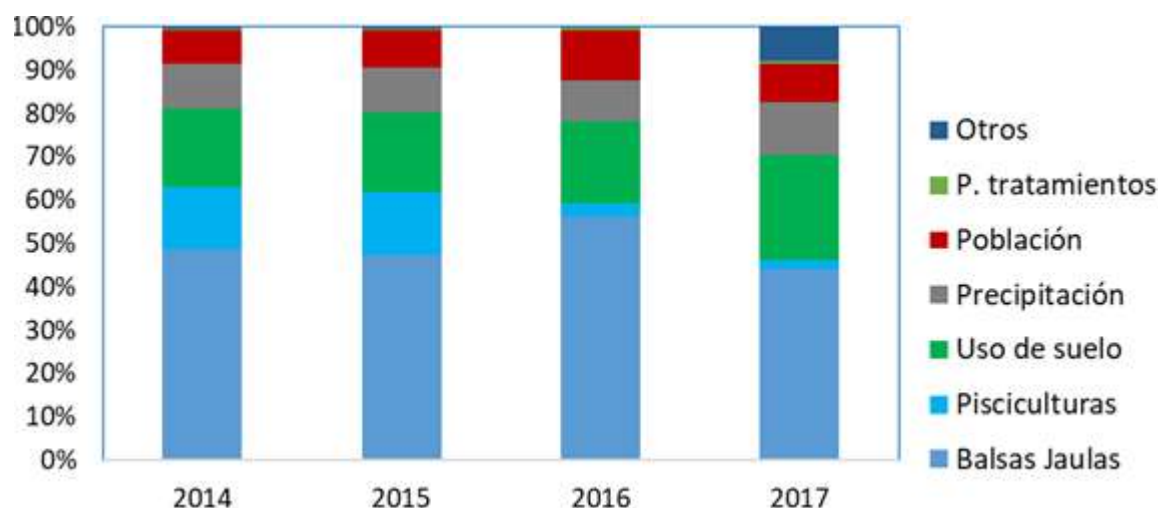


Figura 142. Identificación de principales fuentes de descarga de PT para los años en estudio (2014, 2015, 2016 y 2017).

El lago Llanquihue ha sido históricamente el lago en donde más alevines se han producido en balsas jaulas, con un peak histórico de producción (~10.554 ton de peces producidos) y de aporte de PT (~98 ton) en el año 2014 (

Figura 143). Ya a partir del 2015 su producción ha disminuido, siendo el lago Rupanco el que ha registrado la mayor producción peces en balsas jaulas a nivel nacional en los años 2016 y 2017.

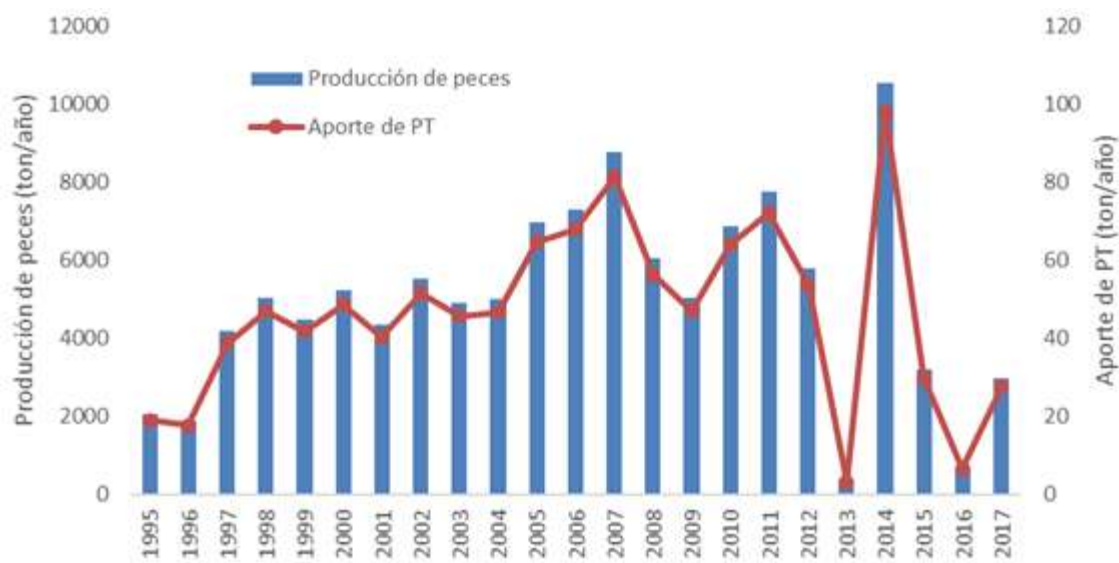


Figura 143. Producción histórica de peces (ton/año) y su aporte de PT (ton/año) al lago Llanquihue.

Al evaluar los aportes de PT del uso de suelo y cobertura vegetal en el tiempo, se observa que las praderas son las mayores aportantes seguido por lo Urbano (Figura 144).

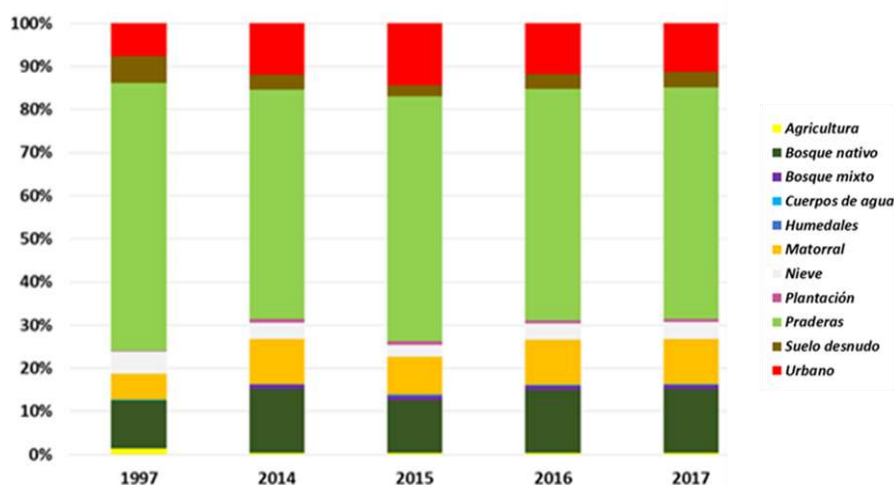


Figura 144. Aportes de PT (%) según uso de suelo y coberturas vegetales de la cuenca del lago Llanquihue en los años de estudio.

e) Balance de nutriente (PT) y capacidad de carga del lago

De acuerdo a la Tabla 68 se observa una leve variación de la concentración promedio de PT en la columna de agua (entre 5,5 a 6,7 $\mu\text{g/L}$), con un tiempo de renovación teórico calculado entre 85 y 49 años. El análisis de la capacidad de carga indica que el lago aún se encuentra en estado de oligotrofia ($\text{PT} < 10 \mu\text{g/L}$) (Figura 145).

Tabla 68. PT en la columna de agua ($\mu\text{g/L}$), tiempo de renovación (años), carga actual y crítica (ton/año) calculada para los años 2013, 2014, 2015, 2016, y 2017.

Fósforo Total	2013 (I etapa)	2014 (II etapa)	2015 (III etapa)	2016 (IV etapa)	2017 (V etapa)
PT en columna de agua ($\mu\text{g/L}$)	6	5,8	5,8	6,7	5,5
Tiempo renovación (años)	49	56	56	85	52
Carga actual (ton/año)	166	141	140	128	133
Carga crítica (ton/año)	259	241	241	191	250

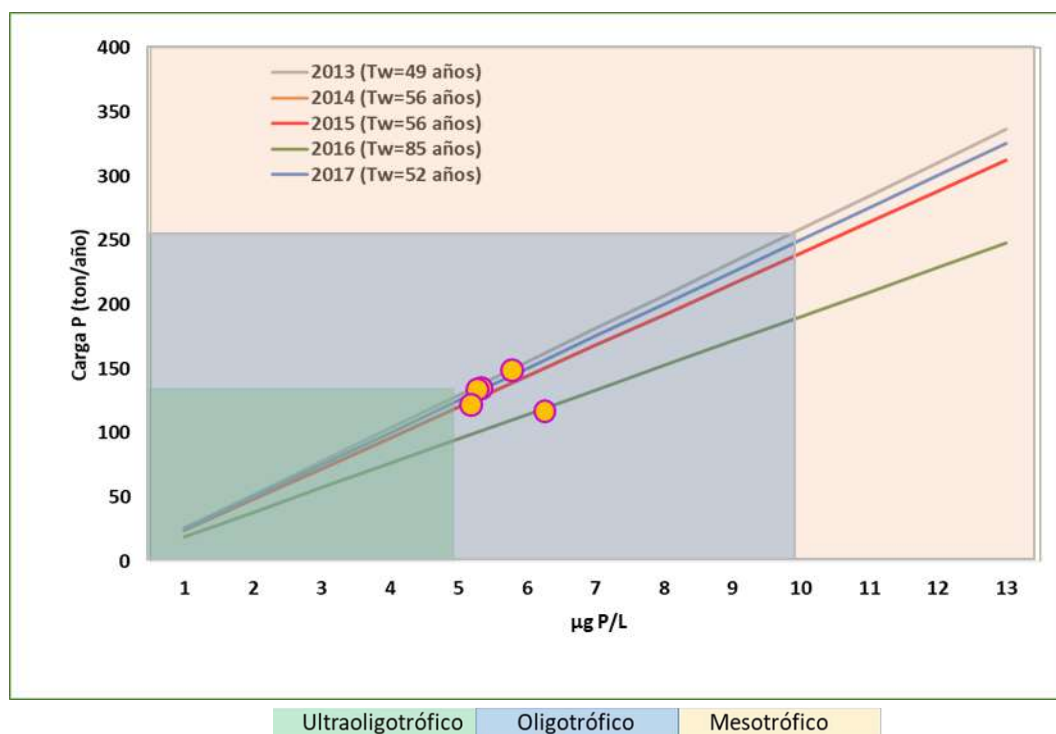


Figura 145. Capacidad de carga de PT del lago Llanquihue calculado para los años 2013, 2014, 2015, 2016 y 2017.

f) Identificación de áreas sensibles a aportes de PT según uso de suelo y coberturas vegetales calculado para los años 1997 y 2017.

Para identificar áreas vulnerables a aportes de PT según uso de suelo y coberturas se realizó una comparación entre los años 1997 y 2017 agrupando el aporte para subcuencas pertenecientes a las 4 comunas que componen la cuenca lacustre (comunas de Frutillar, Llanquihue, Puerto Octay y Puerto Varas) (Figura 146). De ello se desprendió que las principales comunas aportantes de PT son Puerto Varas y Puerto Octay, y que su contribución de PT ha aumentado en el tiempo (ambas comunas representan el 50% y 36% respectivamente del área total de la cuenca lacustre, y es donde mayores actividades antrópicas se generan). En tanto, Frutillar y Llanquihue, con menor contribución, disminuyeron sus aportes de PT en el tiempo, lo que se asocia a una disminución de praderas y agricultura en el tiempo.

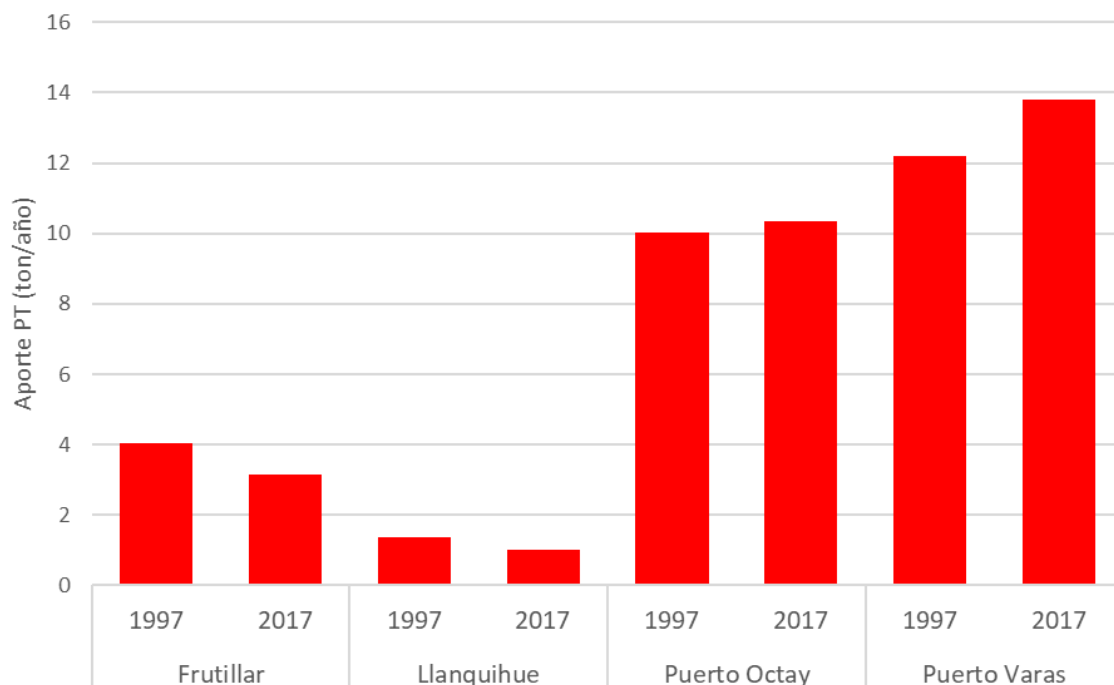


Figura 146. Aporte de PT (ton/año) de los usos de suelo y coberturas vegetales de acuerdo a las comunas de la cuenca del lago Llanquihue.

Ahora, sabemos que los primeros indicios de eutrofización comienzan a observarse en bahías someras, lo que ya se está apreciando levemente en la Bahía de Puerto Varas, en donde durante el verano del 2017 se observó una microalga identificada como *Vaucheria* spp (Figura 147). Esta microalga se asoció a una concentración de $10 \mu\text{g L}^{-1}$ de fósforo total, indicando condiciones mesotróficas.



Figura 147. Primeros indicios de eutrofización en la bahía de Puerto Varas.

Por otro lado, la actividad de acuicultura, específicamente la producción en balsas jaulas, se encuentra asociada a bahías, concentrándose mayormente éstas en la comuna de Puerto Octay. En tanto las pisciculturas en tierra se asocian a la comuna de Puerto Varas. En la Figura 148 se visualiza la división de las 4 comunas que componen la cuenca lacustre, junto con la ubicación de la actividad de la acuicultura (tanto balsas jaulas como pisciculturas).

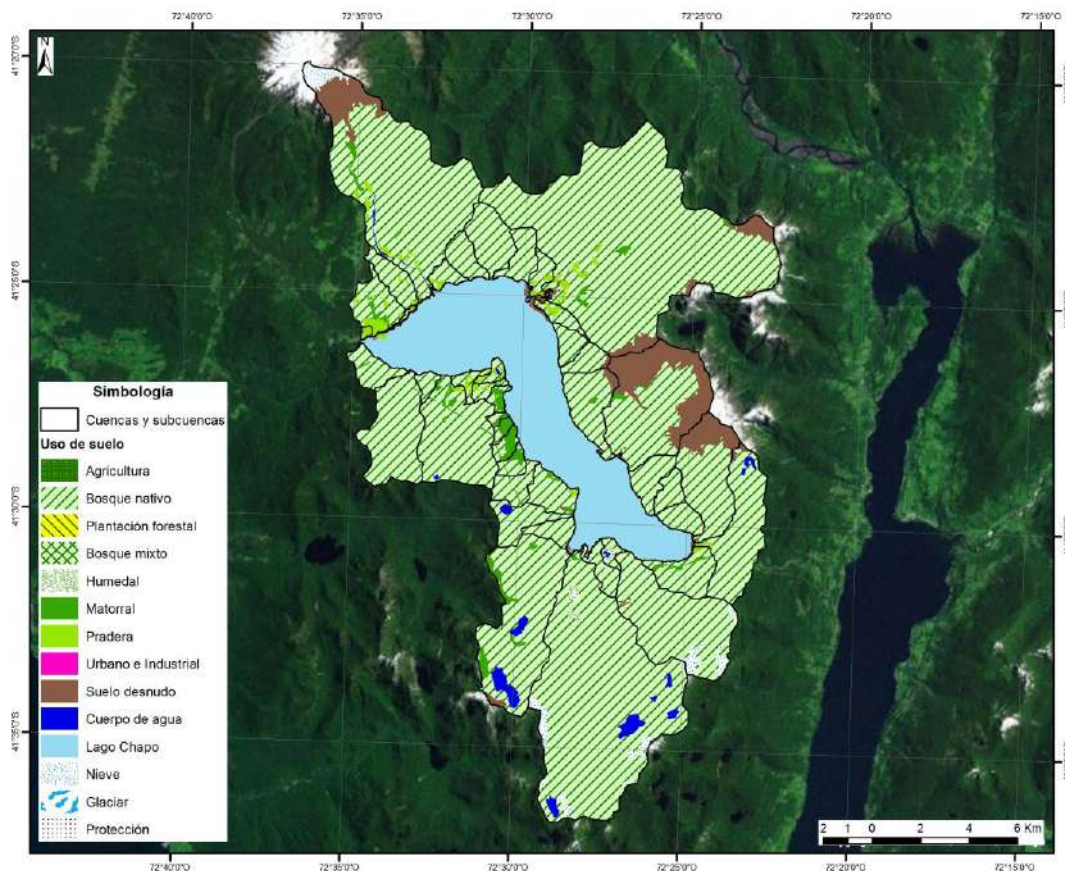


Figura 149. Mapa de uso de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Chapo.

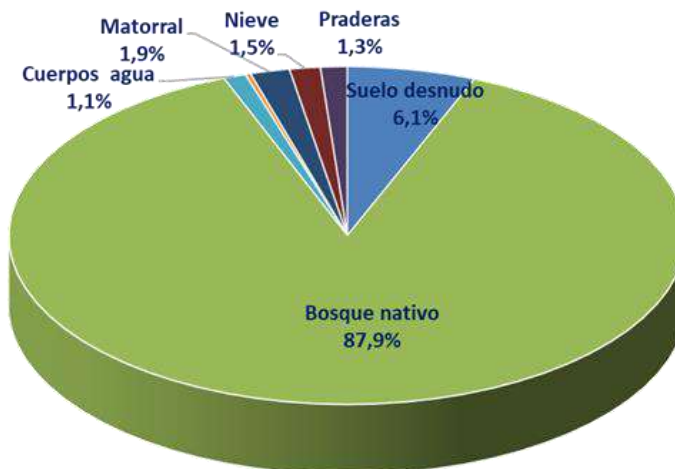


Figura 150. Uso de suelo (%) en la cuenca del lago Chapo.

b) Balance hidrológico

Como bien sabemos, en este lago se ha modificado la ubicación de su efluente. Antiguamente, su efluente era el río Desagüe (parte occidental del lago), sin embargo, desde la construcción de la represa de Canutilar, es que sus aguas se han evacuado hacia la zona oriente del lago. En los últimos años se ha registrado una disminución del nivel del lago en forma preocupante, a pesar que han existido años en donde las precipitaciones han sobrepasado el promedio histórico normal para

dicha zona, como lo que ocurrió el año 2017. En la siguiente Figura se grafica la precipitación mensual para el año 2017, y el caudal del efluente, información entregada por la central de Canutillar. No se observa una relación entre ambas variables, presumiendo que el uso de agua estaría dado por la necesidad antrópica más que por la cantidad viable y recomendada de extracción de agua.

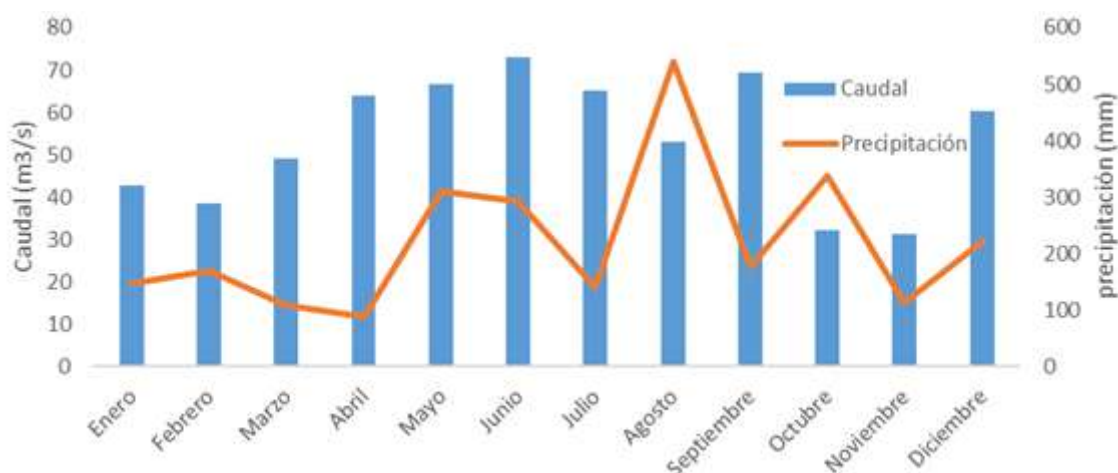


Figura 151. Caudal del efluente artificial del lago Chapo y la precipitación durante el año 2017.

c) Aporte de nutrientes por afluentes

En base al uso de suelo, índices de exportación y el caudal de cada una de las 42 subcuencas, se calculó el aporte de PT. El mayor aporte se obtuvo por el bosque nativo (37,1%) y suelo desnudo (35,5%) (Tabla 69).

Tabla 69. Aporte de PT (ton/año) y contribución (%) según uso de suelo en la cuenca del lago Chapo.

Usos de suelo	PT (ton/año)	PT (%)
Bosque nativo	3,12	37,1
Cuerpos de agua	0,07	0,8
Humedales	0,02	0,2
Matorral	0,21	2,4
Nieve	0,72	8,5
Praderas	0,25	3,0
Precipitaciones	1,05	12,5
Suelo desnudo	2,99	35,5
Total	8,42	100

d) Evaluación de las descargas directas al lago

La descarga directa de PT se calculó en 0,31 ton/año, proveniente netamente de la población que vive en forma permanente en la franja de los 200 m a orillas del lago (57 casas). No se consideró flujo de turistas, dado a que no se cuenta con esta información.

Tabla 70. Aportes directos de PT (ton/año) al lago Chapo.

Fuente	Carga PT (ton/año)
Población	0,31
Suma	0,31

e) Estimación del aporte de PT por centros de cultivo

En la figura siguiente se visualiza la producción de salmónidos y su aporte de PT por año, a partir del 2007. En el año 2014 es donde mayor producción se produjo con un aporte de PT de ~39 ton. A partir del 2016 no se ha registrado producción de salmónidos en balsas jaulas. Un factor clave en la ausencia de producción de peces fue la erupción del Volcán Calbuco (abril del 2015), además de la disminución del volumen del lago, que fue dramático durante el año 2016.

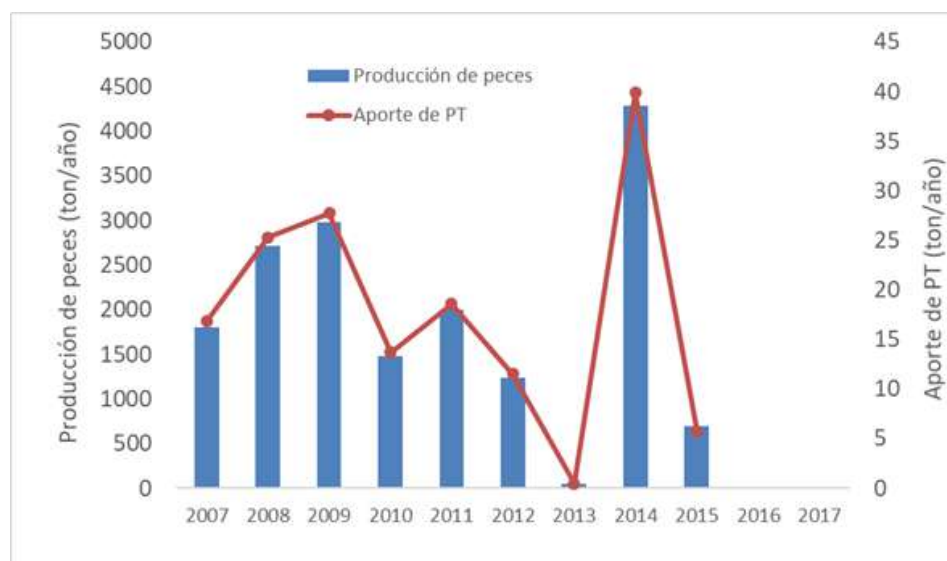


Figura 152. Producción histórica de peces (ton/año) y su aporte de PT (ton/año) en lago Chapo.

f) Carga (sumatoria) de PT al lago

Dado a que actividad de acuicultura dejó de funcionar en balsas jaulas a partir del año 2016, no se incluyó en el cálculo de carga de PT según actividad o fuente emisora. En la actualidad, el principal contribuyente de PT proviene del uso de suelo (84,4%), principalmente por bosque nativo y suelo desnudo. La carga total de PT se estimó en 8,7 ton durante el año 2017.

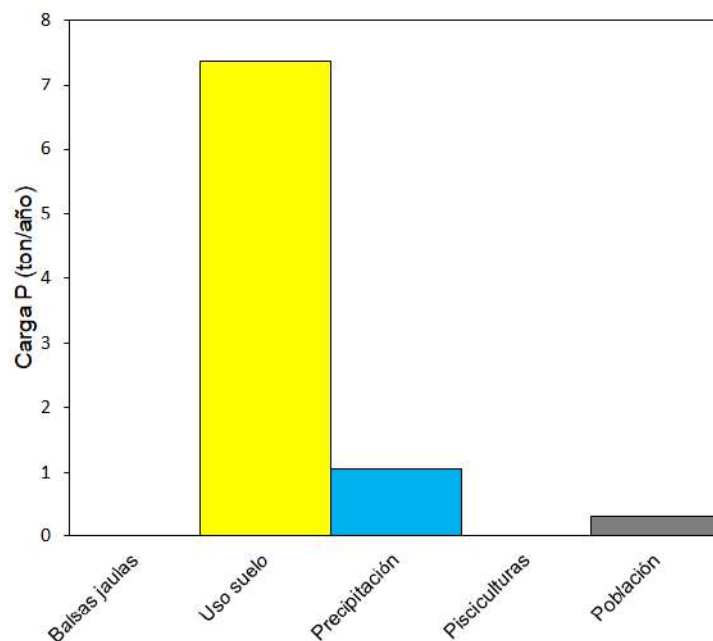


Figura 153. Carga de PT (ton/año) según actividad o fuente emisora.

g) Identificaciones de principales actividades aportantes de PT en todos los periodos de estudio (2015 al 2017).

De acuerdo a la identificación de las principales actividades y/o fuentes aportantes de PT según nuestras épocas de estudio (2015, 2016, y 2017), en donde sí se incluyó la contribución promedio de PT al lago desde las balsas jaulas, se aprecia que son las balsas jaulas las que mayormente contribuyen con PT, disminuyendo este aporte durante el año 2017 (lo que hace bajar el promedio de los últimos 10 años), producto del término productivo en balsas jaulas. Por otro lado, durante el año 2016, en donde las precipitaciones fueron más bajas que años normales, el aporte de uso de suelo fue lógicamente menor, aumentando así el porcentaje de contribución de la actividad de acuicultura (Figura 154).

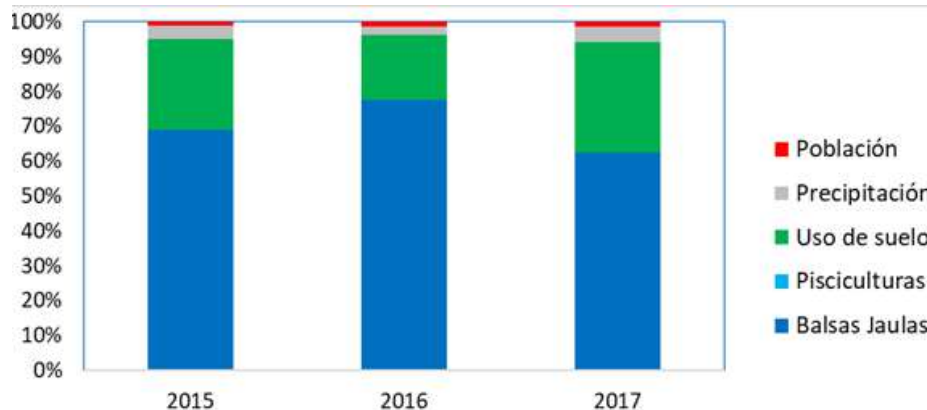


Figura 154. Identificación de principales actividades aportantes de PT para los años 2015, 2016 y 2017.

h) Determinación de la descarga por el efluente

De acuerdo a la concentración de PT medido en la columna de agua, y del volumen del lago (6,9 km³), se obtuvo una carga interna de 36,6 ton de PT y una concentración promedio de 0,0053 mg/L de PT.

Tabla 71. Contenido de PT en la columna de agua en el lago Chapo.

Estrato (m)	Vol. (km³)	Vol. (%)	PT (mg/L)	PT por estrato (ton)
"0-10"	1,9	27,0	0,005	9,7
"10-20"	1,6	23,0	0,006	9,2
"20-30"	1,2	18,0	0,005	6,7
"30-40"	1,1	16,0	0,005	5,5
"40-50"	0,6	9,0	0,005	3,1
"50-80"	0,5	7,0	0,005	2,4
Suma				36,6
Promedio de PT (mg/L)				0,0053

La descarga anual del efluente se calculó en 9,01 ton/año, de acuerdo al siguiente cálculo:

Caudal (km³/año) : 1,7
 Concentración de PT (mg/L) : 0,0053
 Descarga de PT (ton/año) : 9,01

i) Balance de nutriente (PT) y capacidad de carga del lago

El Balance de PT indica que de acuerdo al volumen de cuerpo de agua y la concentración promedio, la carga interna del lago es de 36,6 ton. Se calculó un ingreso de 9 ton, y un egreso de 8 ton, sedimentando el 4 % del PT (Tabla 72).

Tabla 72. Balance de PT calculado para el lago Chapo.

PT en columna de agua (ton)	Ingreso de PT (ton)	Egreso de PT (ton)	Sedimentación PT (ton)	Porcentaje de sedimentación
36,6	9	8	0	4

De acuerdo al modelo de capacidad de carga de la OECD, se obtuvo que en relación a la concentración promedio de PT en la columna de agua (5,3013 µg/L), estarían ingresando 17 ton de PT, valor cercano a lo calculado en el balance de nutrientes (ingreso de 9 ton). Ahora, este lago pudiera soportar (bajo un modelo probabilístico) hasta ~32 ton/año. Dichos cálculos se efectuaron con un tiempo de renovación teórico de 8 años (Tabla 73).

Tabla 73. Carga crítica y carga actual de PT (ton/año) en el lago Chapo.

PT (µg/L)	Carga crítica PT (ton/año)	Tiempo de renovación (años)
10	32	8
5,3013	17	8

La Figura 155 hace referencia sobre la capacidad de carga del lago Chapo entre los años 2015 y 2017, y sus respectivos tiempos de renovación teóricos calculados para cada año. El mayor tiempo de renovación teórico calculado fue en el año 2016 (15 años), lo que está ligado directamente a la baja pluviosidad. Las concentraciones promedio de PT indicaron un estado oligotrófico.

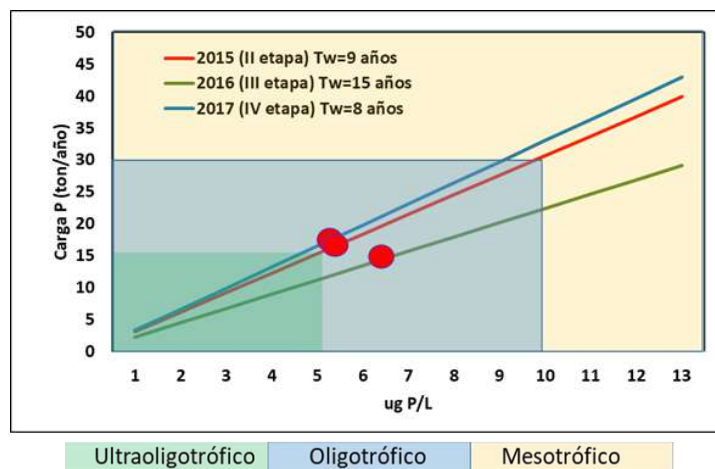


Figura 155. Capacidad de carga de PT en el lago Chapo entre los años 2015-2017.

4.5.6. Lago Riesco

a) Uso de suelo y cobertura vegetal de la cuenca lacustre

La cuenca del lago Riesco tiene una superficie de 35.178 ha. Se identificaron 30 subcuencas, las que se componen principalmente por bosque nativo con un 65,9%.

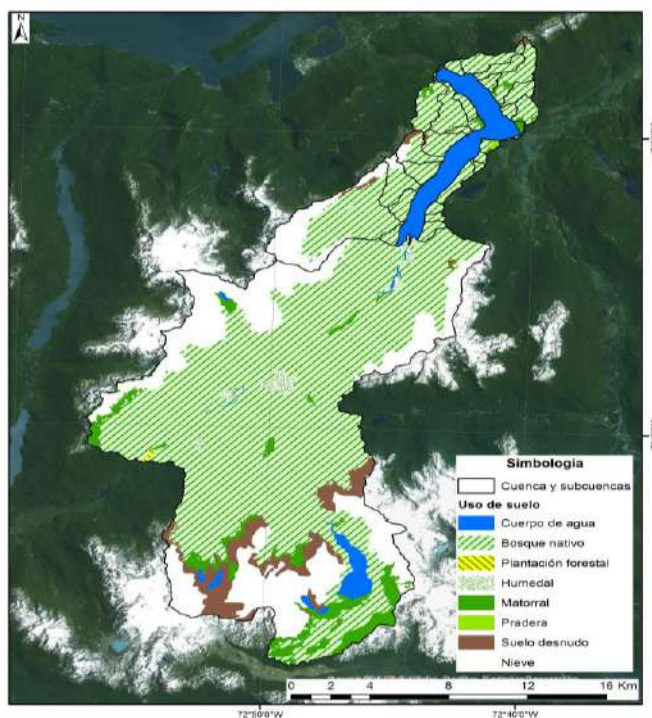


Figura 156. Mapa de uso de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Riesco.

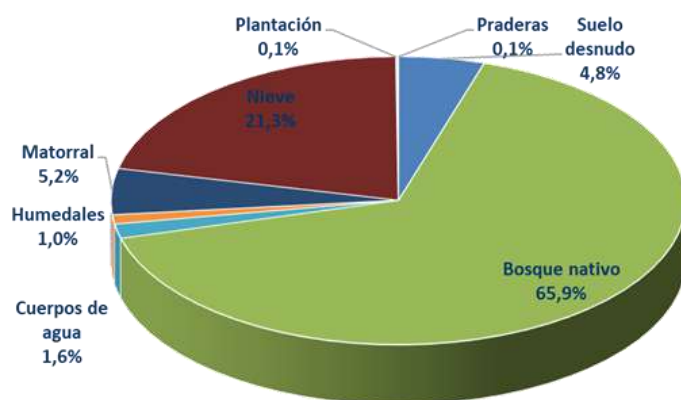


Figura 157. Uso de suelo y cobertura vegetal (%) en la cuenca del lago Riesco.

b) Aporte de nutrientes por afluentes

De acuerdo a los cálculos realizados para estimar el aporte de PT del uso de suelo y cobertura vegetal, se obtuvo que la nieve es la principal contribuyente con un 65%, seguido por el suelo desnudo (15,1%) y el bosque nativo (14,2%). Para el año 2017 se calcularon 29,52 ton provenientes del uso de suelo y cobertura vegetal.

Tabla 74. Aporte de PT (ton/año) y su contribución (%) según uso de suelo y cobertura vegetal de la cuenca lago Riesco.

Usos de suelo	PT (ton/año)	PT (%)
Bosque nativo	4,18	14,2
Cuerpos de agua	0,20	0,7
Humedales	0,12	0,4
Matorral	1,06	3,6
Nieve	19,18	65
Plantación	0,01	0
Praderas	0,02	0,1
Precipitaciones	0,31	1
Suelo desnudo	4,44	15,1
Total	29,52	100

c) Evaluación de las descargas directas al lago

La carga de PT (ton/año) por descarga directa o de fuente puntual que se calculó para la cuenca del lago Riesco consideró solo a la población que habita en forma permanente en la ribera del lago, con un aporte de 0,08 ton/año de PT (se contabilizaron 14 casas con habitabilidad permanente en la orilla del lago). No se incluyó el número de turistas por falta de información disponible.

Tabla 75. Aportes directos de PT (ton/año) al lago Riesco.

Fuente	Carga PT (ton/año)
Población	0,08

d) Estimación del aporte de PT por centros de cultivo

El lago Riesco aún presenta producción de salmónidos en balsas jaulas, con un máximo aporte de PT de 0,74 ton durante el año 2008.



Figura 158. Producción histórica de peces y su aporte de PT (ton/año) en el lago Riesco.

e) Carga (sumatoria) de PT al lago

La sumatoria de todas las cargas de PT al lago nos indica que el uso de suelo y cobertura vegetal aporta con un 98,2% de 29,8 ton calculadas para el año 2017. El resto de las actividades o fuentes son despreciables.

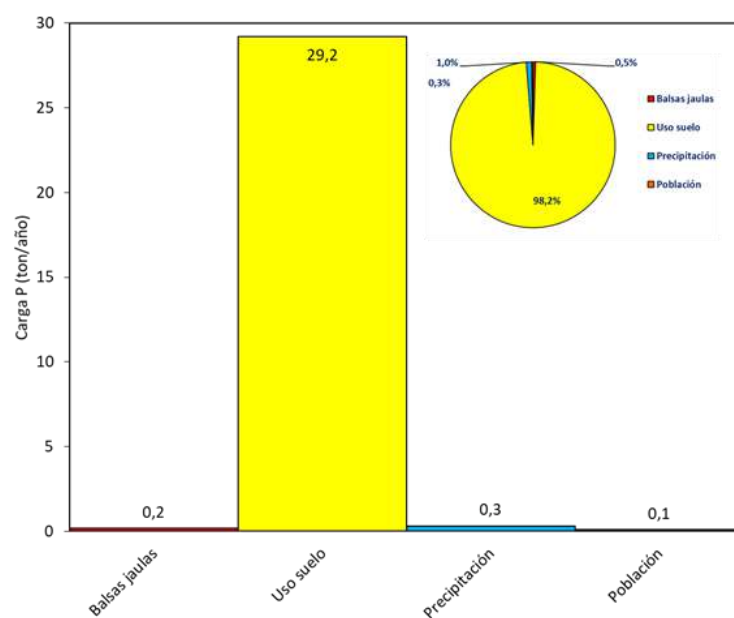


Figura 159. Carga de PT (ton/año) y porcentaje de contribución.

f) Determinación de la descarga por el efluente

De acuerdo a la concentración de PT en la columna de agua y el volumen del lago Riesco (0,171 km³), se calculó un promedio de 0,0053 mg/L, con una carga actual de 5,4 ton/lago.

Tabla 76. Contenido de PT en la columna de agua del lago Riesco.

Estrato (m)	Vol. (km ³)	%	mg/L	Ton/estrato
"0-5"	0,01	12,0	0,0071	0,9
"5-15"	0,03	5,0	0,0050	0,3
"15-26"	0,04	6,0	0,0050	0,3

"26-36"	0,04	5,0	0,0050	0,3
"36-46"	0,05	5,0	0,0050	0,3
"46-56"	0,06	5,0	0,0050	0,3
"56-66"	0,06	6,0	0,0050	0,3
"66-76"	0,07	5,0	0,0050	0,3
"76-87"	0,09	7,0	0,0050	0,4
"87-97"	0,09	8,0	0,0050	0,4
"97-107"	0,11	13,0	0,0050	0,7
"107-116"	0,11	6,0	0,0050	0,3
"116-125"	0,12	5,0	0,0050	0,3
"125-135"	0,15	12,0	0,0050	0,6
Suma				5,4
Promedio mgP/L				0,0053

La descarga anual del efluente se calculó en 5,995 ton/año, de acuerdo al siguiente cálculo:

Caudal (km³/año) : 1,1416
Concentración de PT (mg/L) : 0,0053
Descarga de PT (ton/año) : 5,9957

g) Balance de nutriente (PT) y capacidad de carga del lago

De acuerdo al balance de PT calculado para el año 2017 ingresaron 30 ton y egresaron 6 ton, quedando retenido un porcentaje alto de PT (80%).

Tabla 77. Balance de PT (ton/año) calculado para el lago Riesco.

Columna lago (Ton P)	Ingreso (ton P)	Egreso (ton P)	Sedimentación (ton P)	Porcentaje sedimentación
5,4	30	6	24	80

De acuerdo a la concentración de PT en la columna de agua (5,2520 µg/L), el lago estaría recibiendo 11 ton de PT y estaría en condiciones de soportar hasta 22 ton previo a cambiar de nivel trófico. Se calculó un tiempo de renovación teórico menor a 1 año.

Tabla 78. Carga crítica y carga actual de PT en la Riesco.

PT (µg/L)	Carga crítica PT (ton/año)	Tiempo de renovación (años)
10	22	0,63
5,2520	11	0,63

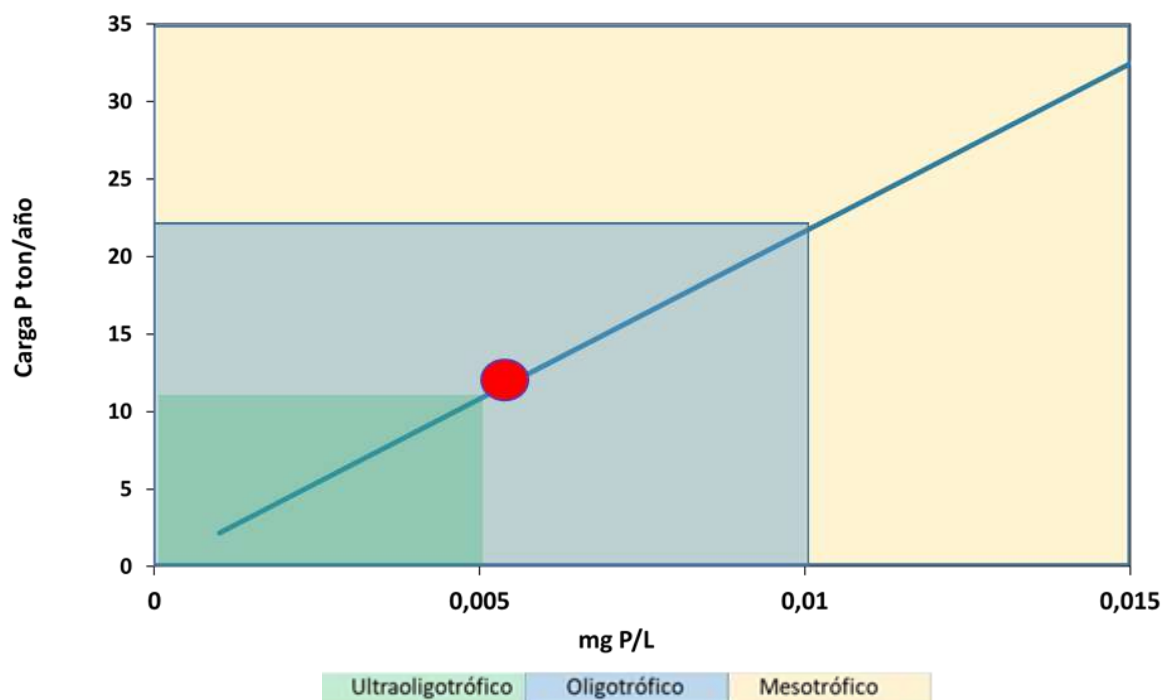


Figura 160. Capacidad de carga de PT en el lago Riesco.

4.5.7. Lago Yelcho

a) Uso de suelo y cobertura vegetal de la cuenca lacustre

La cuenca hidrológica del lago Yelcho tiene una superficie de 995.317 ha, en donde 2/3 de su área se encuentra en territorio argentino. Se identificaron y delimitaron 30 subcuencas. La cuenca está compuesta principalmente por bosque nativo (41,8%), suelo desnudo (17,1%), praderas (15,3%), matorral (13,4%).

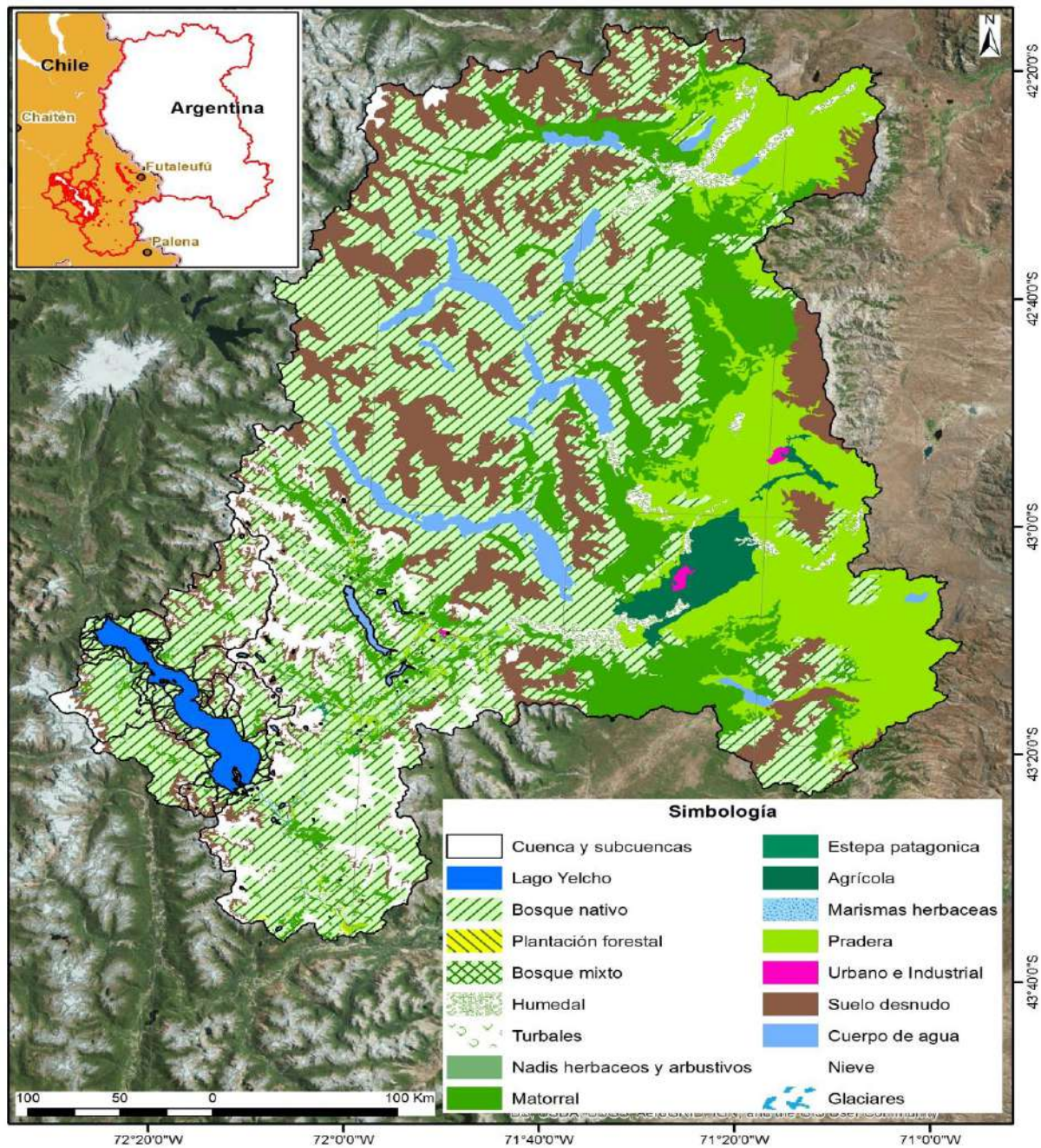


Figura 161. Mapa de uso de suelo de la cuenca del lago Yelcho.

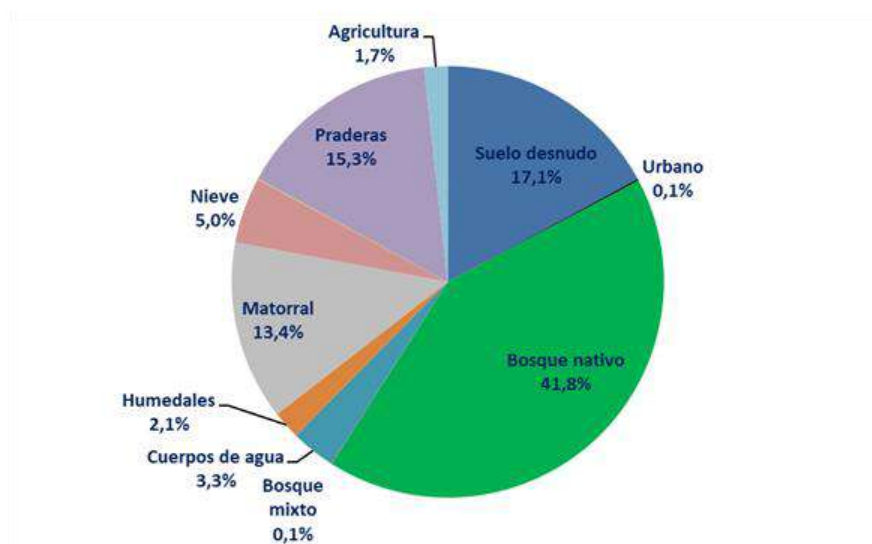


Figura 162. Uso de suelo (%) de la cuenca del lago Yelcho.

b) Aporte de nutrientes por afluentes

Para el año 2017 se calculó un aporte de 271,79 ton provenientes del uso de suelo y cobertura vegetal, siendo el suelo desnudo el que contribuyó con un 46,1%, seguido por las praderas (16%), nieve (13,9%), bosque nativo (9,9%) y matorral (8,1%).

Tabla 79. Aporte de PT (ton/año) y su contribución (%) según uso de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Yelcho.

Usos de suelo	PT (año/ton)	PT (%)
Agricultura	5,17	1,9
Bosque nativo	26,81	9,9
Bosque mixto	0,08	0,0
Cuerpos de agua	3,02	1,1
Humedales	1,95	0,7
Matorral	21,96	8,1
Nieve	37,72	13,9
Plantación	0,04	0,0
Praderas	43,59	16,0
Precipitaciones	3,69	1,4
Suelo desnudo	125,32	46,1
Urbano	2,44	2,44
Total	271,79	100

c) Evaluación de las descargas al lago

La carga de PT (ton/año) por descarga directa o de fuente puntual que se calculó para la cuenca del lago Yelcho consideró solo a la población que habita en forma permanente en la ribera del lago, con un aporte de 0,31 ton/año de PT (se contabilizaron 57 casas con habitabilidad permanente en la orilla del lago). No se incluyó el número de turistas por falta de información disponible.

Tabla 80. Aportes directos de PT (ton/año) al lago Yelcho.

Fuente	Carga PT (ton/año)
Población	0,31

d) Estimación del aporte de PT por centros de cultivo

A partir de los registros de producción obtenidos, se observa que la máxima producción se dio durante los años 2009 y 2010, con un aporte de 1,5 y 1,4 ton respectivamente. Desde el año 2013 no se tienen registros de producción de salmónidos en balsas jaulas.

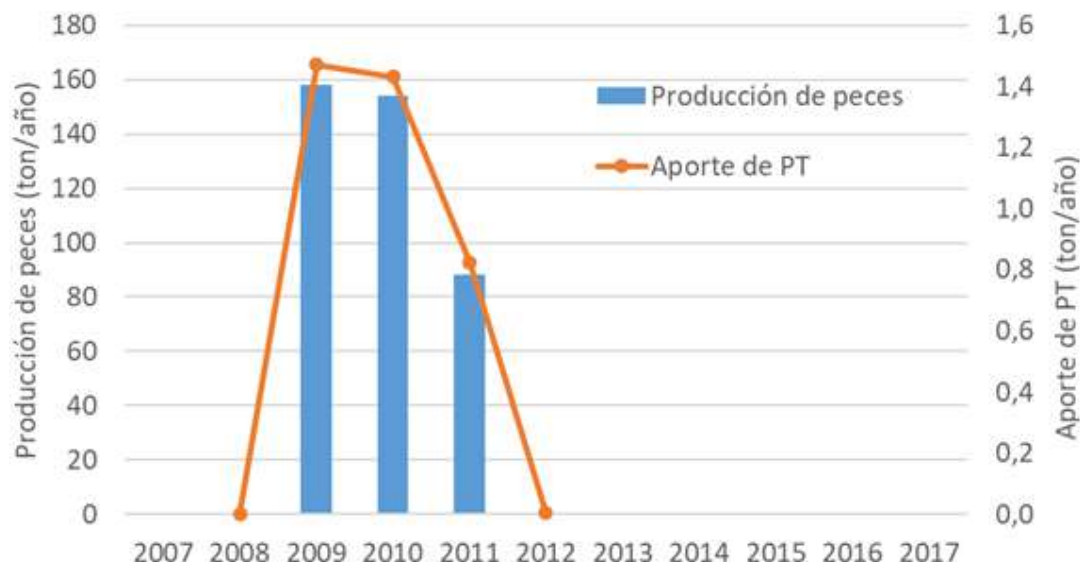


Figura 163. Producción histórica de peces y su aporte de PT (ton/año) en el lago Yelcho.

e) Carga (sumatoria) de PT al lago

Dado a que actividad de acuicultura dejó de funcionar en balsas jaulas a partir del año 2013, no se incluyó en el cálculo de carga de PT según actividad o fuente emisora. En la actualidad, el principal contribuyente de PT proviene del uso de suelo (98,6%), principalmente por suelo desnudo. De acuerdo a la carga total de PT al lago, se visualiza que el uso de suelo es el principal aportante (288,7 ton, equivalente al 98,6% del total).

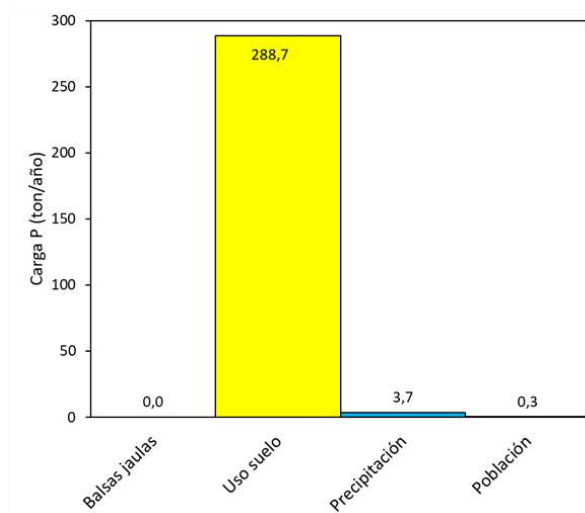


Figura 164. Carga de PT (ton/año) y porcentaje de contribución.

f) Determinación de la descarga por el efluente

De acuerdo a la concentración de PT en la columna de agua y el volumen del lago Riesco (17,9 km³), se calculó un promedio de 0,0057 mg/L, con una carga actual de 102,8 ton/lago.

Tabla 81. Contenido de PT en la columna de agua del lago Yelcho.

Estrato (m)	Vol. (km ³)	%	mg/L	PT por estrato (ton)
"0-7"	0,98	5,4	0,005580	5,4
"7-22"	1,68	9,4	0,005200	8,7
"22-38"	1,71	9,5	0,005240	9,0
"38-53"	1,54	8,6	0,005122	7,9
"53-68"	1,48	8,3	0,005000	7,4
"68-83"	1,41	7,9	0,007033	9,9
"83-99"	1,43	8,0	0,007033	10,0
"99-114"	1,25	7,0	0,007100	8,9
"114-129"	1,16	6,5	0,005330	6,2
"129-141"	0,84	4,7	0,005330	4,5
"141-152"	0,65	3,6	0,005566	3,6
"152-167"	0,81	4,5	0,005566	4,5
"167-183"	0,82	4,6	0,005330	4,4
"183-199"	0,77	4,3	0,005330	4,1
"199-213"	0,61	3,4	0,006133	3,7
"213-226"	0,48	2,7	0,005700	2,7
"226-240"	0,33	1,9	0,005700	1,9
Suma				102,8
Promedio (mg/L)				0,0057

La descarga anual del efluente se calculó en 102,12 ton/año, de acuerdo al siguiente cálculo:

Caudal (km³/año) : 17,804
 Concentración de PT (mg/L) : 0,0057
 Descarga de PT (ton/año) : 102,12

g) Balance de nutriente (PT) y capacidad de carga del lago

De acuerdo al balance de PT calculado para el año 2017 ingresaron 293 ton y egresaron 102 ton, quedando retenido un 65% de PT.

Tabla 82. Balance de PT calculado para el lago Yelcho.

PT en columna de agua (ton)	Ingreso de PT (ton)	Egreso de PT (ton)	Sedimentación PT (ton)	Tasa de sedimentación %
103	293	102	191	65

De acuerdo a la concentración de PT en la columna de agua (5,7362 $\mu\text{g/L}$), el lago estaría recibiendo 209 ton de PT y estaría en condiciones de soportar hasta 364 ton previo a cambiar de nivel trófico. Se calculó un tiempo de renovación teórico de 1 año.

Tabla 83. Carga crítica y carga actual (ton/año) del lago Yelcho.

PT ($\mu\text{g/L}$)	Carga crítica PT (ton/año)	Tiempo de renovación (años)
10	364	1
5,7362	209	1

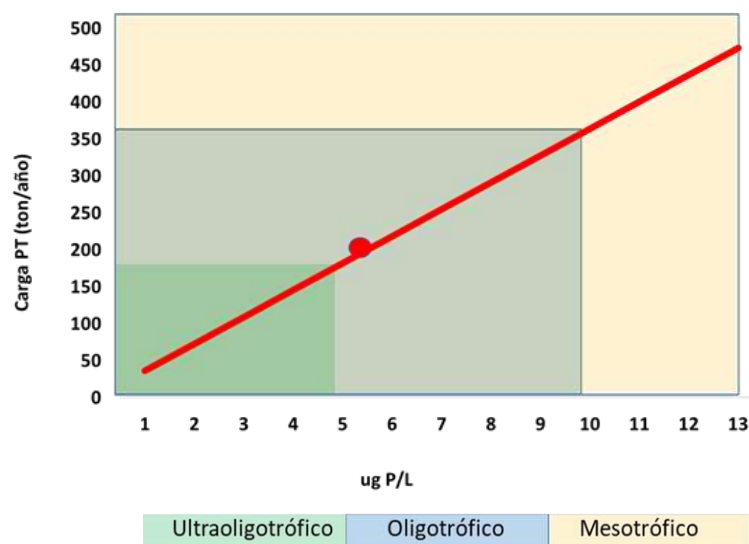


Figura 165. Capacidad de carga de PT en el lago Yelcho.

4.6. Objetivo específico 6

Difundir la información generada en el proyecto a la comunidad en general y científica.

4.6.1. Mesa de trabajo

Parte de la información de capacidad de carga del lago Llanquihue que se ha obtenido con la ejecución de este proyecto, fue presentada en la mesa de trabajo: “Aliviadero de tormentas del lago Llanquihue”, la cual se realizó en la SEREMI de Medio Ambiente en Puerto Montt. Esta información se usó para entregar el mensaje a las autoridades y organismos técnicos del estado presentes (listado adjunto), que no se debe alargar el ducto de emergencia, “aliviadero de tormentas” que descarga aguas mixtas, (mezcla aguas lluvia con aguas servidas de la ciudad de Puerto Varas), y se debe buscar otra alternativa que limite o elimine dicha descarga sin tratamiento, dado que el lago tiene una baja tasa de renovación, y se encuentra en fase de acumulación de nutrientes en la columna de agua, lo cual lo vuelve un sistema ambientalmente frágil. En especial en las bahías donde se concentran los aportes de nutrientes directamente al lago. En la figura 4 se observa una floración de orilla ocurrida en febrero de 2017 en la Bahía de Puerto Varas, del alga *Vaucheria* spp (Figura 166), la cual encontró las condiciones ambientales apropiadas para generar una floración y se ha mantenido como residente permanente a través del año. Por lo cual, de mantenerse las condiciones ambientales propicias (suficiente materia orgánica, estabilidad de la columna de agua, e irradiancia) en dicha playa, esta alga posiblemente volverá a generar efectos indeseables.



Figura 166. Fotografía de Playa donde descarga el aliviadero de tormentas de la ciudad de Puerto Varas (25 de febrero de 2017).

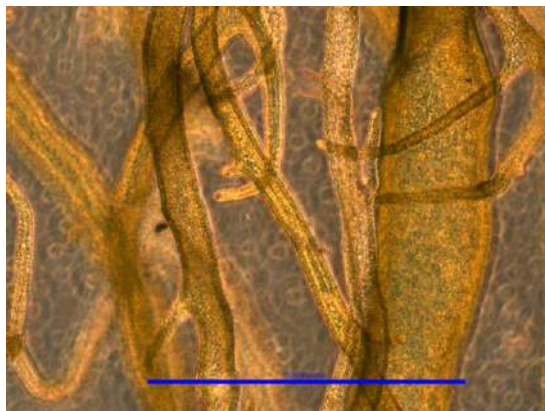


Figura 167. Fotografía de *Vaucheria* spp bajo microscopio (20X). Alga detectada formando manchones en la orilla de playa cercano a aliviadero de tormenta Santa Rosa, en la ciudad de Puerto Varas.

4.6.2. XIV Congreso de la Sociedad Chilena de Limnología

Este evento se realizó en la ciudad de Puerto Montt, región de los Lagos, entre el 23 y 25 de octubre del 2017, y tuvo como consigna: “Sistemas acuáticos frente al cambio global”, presentando una gran convocatoria de limnólogos, tanto nacionales como internacionales.

En el marco del, evento que fue organizado por el Instituto de Fomento Pesquero, se presentaron 4 exposiciones relacionadas a las temáticas en estudio:

Nicole Pesse, C. Oyarzo, C. Pérez, y R. Vera. Calidad ambiental, capacidad de carga del lago Llanquihue y ejemplos de manejo en aportes de fósforo. Presentación oral realizada en el marco del Simposio “Implicancias de las actividades antrópicas en el lago Llanquihue y medidas de manejo en vías de la mantención del estado oligotrófico”

Carolina Oyarzo, N. Pesse, C. Pérez, R. Vera. Capacidad de carga en lagos araucanos con actividad de acuicultura. Presentación oral realizada en el marco del Simposio “Impacto de la acuicultura en sistemas acuáticos”.

Rodrigo Vera, N. Pesse, C. Pérez & C. Oyarzo. Caracterización y comparación de la columna de agua de 15 lagos utilizados en la acuicultura en el sur de Chile. Presentación oral.

Claudia Pérez, C. Oyarzo, N. Pesse, R. Vera, & J. Nimptsch. Evaluación de la estacionalidad del carbono orgánico disuelto y su origen en lagos Chilotes. Presentación poster.

Además, el 18 de abril del 2018 se realizó el taller de difusión para la comunidad científico – técnica, empresas del rubro acuícola, y universidades afines al área temática de acuicultura (Anexo Tabla 23).

5. DISCUSIÓN

5.1. Lago Ranco

El lago Ranco es el segundo lago con mayor cuenca de drenaje de los lagos araucanos estudiados, por lo cual los aportes de nutrientes desde su cuenca, surten efectos importantes en la calidad de agua. Cabe destacar que en este lago ya no se está realizando acuicultura desde el año 2012 por lo cual la actividad acuícola en torno a este lago actualmente es la piscicultura, la que se encuentra emplazada en la cuenca lacustre. Así mismo, es parte de una cuenca declarada área plaga para *D. geminata* lo que vuelve susceptible principalmente a sus tributarios.

Se identificó al uso de suelo como la principal actividad o fuente emisora de PT, siendo principal representante de dicha emisión el suelo desnudo. Las pisciculturas también fueron un componente importante en la contribución de PT. De acuerdo a la capacidad de carga de este lago, existiría teóricamente un margen disponible para recibir PT sin cambiar el estado actual de trofia del cuerpo, lo cual probablemente se deba a la mediana-alta tasa de recambio. Sin embargo, durante la IV etapa del actual proyecto (año 2016), la carga actual calculada fue muy cercana a su capacidad crítica, detectándose mayores valores de PT en la columna de agua en ciertos sectores del lago. Esto nos hace reflexionar sobre la importancia de regularizar las actividades antrópicas en cuanto a las modificaciones de uso de suelo y cobertura vegetal, como también sobre el ingreso de PT proveniente de las descargas de RILES, especialmente de las pisciculturas.

En todas las etapas de este estudio, los parámetros de trofia, indican que el lago se ha mantenido mayormente oligotrófico para nutrientes (salvo en dos estaciones de muestreo en donde el PT presentó valores eutróficos) y clorofila *a*, en cambio la transparencia ha fluctuado entre la oligotrofia y la mesotrofia (Tabla 24 en Anexo).

Ha sido observado en periodos de mezcla y estratificación de la columna de agua, concordando con lo descrito por Campos *et al.* (1984), con temperaturas no menores a 10 °C y no superiores a los 18°C, además ha presentado buenas condiciones de oxigenación con valores mayores a 8 mg/L de oxígeno disuelto durante el periodo estudiado (Anexo Figura 4), las menores concentraciones de oxígeno se han observado en el hipolimnion principalmente en el periodo estival. Actualmente fue observado en primavera con la columna de agua estratificada y buenas condiciones de oxigenación.

En el lago Ranco durante primavera de 2017 la riqueza de taxa fue de 30 especies la mayor abundancia y numero de taxa estuvieron asociados al grupo de las diatomeas. A lo largo de este estudio la componente fitoplanctónica se ha observado principalmente dominada por diatomeas y co-dominado por crisofíceas o clorofíceas dependiendo de la estación del año. Del mismo modo las cianobacterias han presentado abundancias significativas y en menor medida cryptomonas y euglenas (Pesse *et al.* 2016a, 2016b, 2017). Estas características concuerdan con lo indicado por Campos *et al.* (1984), quien reportó para el lago Ranco dominancia de diatomeas y abundantes cianobacterias (ex phylum mixhophyceae).

En este estudio se han registrado cianobacterias en 2 de 4 ocasiones con más de un 5% de la abundancia relativa del total de la abundancia de la estación, siendo los principales representantes de este grupo *Dolichospermum* y *Hormidium*. Así también, anteriormente en Campos *et al.* 1984 observaron abundante *Microcystis aeruginosa* e importante biomasa de *Anabaena* sp (posiblemente *Dolichospermum* sp). Este género de cianobacteria cambió de nombre diferenciando a *Dolichospermum* como una especie plantónica (con aerótopos) y a *Anabaena* como bentónica (sin aerótopos). La presencia, frecuencia y abundancia de cianobacterias debe ser tomada en consideración y estudiada en detalle ya que son organismos que generan toxicidad para mamíferos y actualmente en Chile está en proceso el proyecto FONDECYT 1160198, el cual evalúa la toxicidad de cianobacterias en peces. Se puede estimar que, si existen cianobacterias en las zonas más profundas del lago, también las debe haber en las zonas más costeras y posiblemente en mayor abundancia por efectos de acumulación, mayor temperatura de la columna de agua, mayores aportes de nutrientes desde orilla y resuspensión del sedimento. Se destaca la presencia de cianobacterias potencialmente tóxicas. La presencia, frecuencia y abundancia de cianobacterias indica que estas microalgas podrían proliferar en este lago especialmente en el periodo cálido, generalmente al final del verano. Con temperaturas cercanas a los 24°C el riesgo de floración se vuelve alto (Bonilla *et al.* 2009). En Pesse *et al.* (2016b) se reportó una floración de *Dolichospermum circinalis* en el lago Tarahuín con 16°C. Por otro lado, el zooplancton presentó una abundancia mayor en la mayoría de las estaciones de muestreo que la reportada en Pesse *et al.* (2016a, 2016b, 2017), siendo las especies *Boeckella gracilipes*, *Mesocyclops longisetus*, y *Tumodiaptomus diabolicus*, las principales contribuyentes al ensamble zooplanctónico, similar a los obtenidos en las etapas previas a este estudio.

5.2. Lago Puyehue

Dado el alto porcentaje de cobertura vegetal “Suelo desnudo” en la cuenca hidrológica del lago Puyehue, su escorrentía es altamente propensa a fluctuaciones provocados por cambios climáticos. Distintos estudios demuestran la importancia de la vegetación como agente biológico protector del suelo, identificando menor tasa de escorrentía y erosión en diversas coberturas vegetales en comparación al suelo desnudo (Blackburn *et al.* 1986, Ruan *et al.* 2001), el que presenta menor capacidad de infiltración, por tanto, mayor tasa de escurrimiento.

Por otro lado, el gran tamaño que presenta la cuenca lacustre (~7 veces más grande que el área del lago) tiene una enorme incidencia sobre la calidad del cuerpo de agua del lago, lo que la hace propensa ante eventuales modificaciones de uso de suelo y cobertura vegetal, como también al cambio climático. Aquello también explica que uno de los dos principales aportantes de PT al lago sea el uso de suelo y cobertura vegetal. El otro principal aportante de PT al lago es la actividad de acuicultura, tanto de balsas jaulas como de las pisciculturas.

La columna de agua se mantuvo homogénea, observándose los primeros indicios de aumento de temperatura superficial de la columna de agua, con temperaturas no superiores a 18°C. El oxígeno disuelto con buenas condiciones, sobre 8 mg/L. Las buenas condiciones de oxigenación han sido observadas en esta y en las etapas anteriores del estudio (Anexo Figura 4).

Los parámetros de trofía indican que este lago se encuentra mayormente en estado de oligotrofía, salvo la transparencia que fluctuó entre la oligotrofía y eutrofía. Al comparar el comportamiento de la trofía en las etapas previas a este estudio, se registraron en primavera del 2014 y verano del 2015 valores de PT considerados mesotróficos para ciertas estaciones de muestreo (Tabla 25 en ANEXO), e incluso en estudios realizados por Soto *et al.* (2002) la transparencia tendió a la mesotrofía. Durante la primavera de 2017 las diatomeas *Aulacoserira granulata* y *Asterionella formosa* dominaron el fitoplancton, solo en la estación C1 se encontraron abundantes *Cryptomonas*. Este ensamble fitoplanctónico estaría indicando una buena provisión de nutrientes para las grandes diatomeas (Reynolds 2002), y aguas ricas en materia orgánica y en materiales nitrogenados (Prescott, 1970).

El ensamble fitoplanctónico observado en las diferentes etapas de este estudio muestra una dominancia y alternancia entre grandes diatomeas (las cuales se agrupan en colonias o filamentosas) como *Aulacoseira granulata*, *Fragillaria crotonensis* y *Tabellaria flocculosa*, y pequeñas diatomeas como *Cyclotella ocellata* en periodos de primavera. Estas diatomeas se encuentran en periodos de verano acompañadas de clorofíceas (*Sphaerocystis* spp) y en verano de *Cryptomonas* y/o de *Euglenas*. Las grandes diatomeas de este ensamble fitoplanctónico están asociados a aguas con altas concentraciones de fósforo (eutrófico), y deficiencia de carbono. Por otro lado, las *Cryptomonas* se asocian a abundancia de materia orgánica en el ambiente, y las euglenas son capaces de resistir deficiencia de oxígeno (Reynolds 2002). La mayor abundancia fitoplanctónica dentro de este estudio se ha observado en verano de 2017, siendo las dos especies que contribuyeron en mayor medida *C. ocellata*, seguido de *Tabellaria flocculosa*. En todas las etapas previas a este estudio la comunidad fitoplanctónica estuvo dominada por *Cyclotella ocellata*, *Synedra* spp, y *Cyclotella* spp.

Los taxa encontrados de microcrustáceos coinciden con lo reportado por Pesse *et al.* (2016a, 2016b), así también las abundancias, aunque han sido bajas durante la ejecución del estudio (< 5 indL⁻¹), han presentado variación estacional con un aumento de la abundancia en primavera. Las principales especies que compusieron la comunidad fitoplanctónica fueron *Tumeodiaptomus diabolicus*, *Mesocyclops longisetus*, y *Daphnia pulex*, similar composición identificada en las etapas previas de este estudio. No se han encontrado larvas u organismos declarados como plagas hidrobiológicas en otros países (por ejemplo, larvas de Zebra Mussel). Si bien las concentraciones de nutrientes y clorofila *a* se mantienen generalmente dentro del rango oligotrófico, la transparencia disminuye considerablemente en el verano otoño lo cual en parte se debería al aumento de fitoplancton que se produce en esta época. No se ha observado *Dydimosphenia geminata* en este lago, en ninguna de las etapas del estudio. Las cianobacterias reportadas se han observado en baja frecuencia, solo en uno de los muestreos, en Pesse *et al.* (2016a) durante la primavera de 2014, se registró una abundancia relativa significativa (10%) de *Dolichospermum*, la cual no se ha registrado posteriormente.

Dentro de los lagos Araucanos, el lago Puyehue presenta un menor tiempo de renovación de sus aguas. Schindler *et al.* (1978) y Canfield & Bachmann (1981), sugieren 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.

De acuerdo a la capacidad de carga de este lago, existiría teóricamente un margen disponible para recibir PT sin cambiar el estado actual de trofia del cuerpo, lo cual probablemente se deba a la alta tasa de recambio. Sin embargo, durante la III etapa del actual proyecto (año 2015), la carga actual calculada fue muy cercana a su capacidad crítica, detectándose altos valores de PT en la columna de agua en ciertos sectores del lago. Esto refuerza la necesidad de regular el ingreso de nutrientes por parte de las actividades antrópicas, especialmente sobre el rubro acuícola, que estarían representando más del 43 % del aporte total de fósforo. Por otro lado, la incorporación de PT proveniente de la población es de aproximadamente 10% lo que estaría señalando la importancia de mejorar los tratamientos de RILES domiciliarios.

5.3. Lago Rupanco

Los parámetros de trofia para este lago indicaron en general una calidad oligotrófica (Tabla 26 en Anexos), más, en dos periodos, se ha observado una concentración de PT tendiente a la mesotrofia. Aquello se visualiza en la capacidad de carga de PT, propensa a acercarse a la capacidad crítica, previo a un cambio de trofia. Este lago cuenta con un tiempo teórico de renovación de entre 9,5-12 años, tiempo que tiene estrecha relación con el volumen de su cuerpo de agua y de las entradas de agua. Como bien sabemos, la precipitación incide sobre el caudal de la escorrentía proveniente de la cuenca lacustre. Menor escorrentía se genera en un año con menor precipitación, lo que aumenta a su vez el tiempo de renovación del lago.

Según la producción histórica de salmónidos en balsas jaulas, el lago Rupanco ha sido el segundo mayor cuerpo de agua que ha producido salmónidos, luego del lago Llanquihue. Sin embargo, a partir del año 2016, el lago Rupanco ha sido el lago a nivel nacional con mayor producción. Durante todos los años de estudio de este proyecto, se ha identificado a la actividad de acuicultura, específicamente las balsas jaulas, como la principal fuente emisora de PT al lago. Es por ello, se considera necesario regularizar el aporte de PT de esta actividad, ya sea disminuyendo la producción de salmónidos, mejorando la eficiencia de conversión del alimento, o implementando otras técnicas de cultivo que puedan permitan capturar este PT.

En el lago Rupanco, durante el invierno de 2017, la columna de agua se mantuvo homogénea y con buenas condiciones de oxígeno, lo cual concuerda a lo reportado en etapas anteriores de este estudio para el periodo de mezcla (Anexo Figura 4). La componente fitoplanctónica fue representada mayormente por las diatomeas (*Aulacoseira granulata* y *Tabellaria flocculosa*) dominaron el fitoplancton tanto en abundancia como en diversidad de taxa, acompañadas en todas las estaciones de una baja abundancia de dinoflagelados (*Ceratium hirundinella*), se destaca en el área de piedras negras (estación 100625) la presencia de cianobacterias del género *Dolichospermum sp.* junto con *Cryptomonas spp.* La dominancia de las diatomeas encontrada en esta oportunidad coincide con lo reportado por Pesse *et al.* (2016a, 2016b, 2017). A través del tiempo transcurrido en este estudio se ha observado que las mayores abundancias y riqueza de taxa se ha observado en el área de piedras

negras y desembocadura, donde junto con la dominancia de las diatomeas se ha producido una alternancia temporal de los grupos co-dominantes, en primavera se ha registrado clorofíceas u orófitas (ex chrysophyceas), en cambio en el verano se ha observado un aumento la diversidad de taxa sin un incremento considerable de la densidad fitoplanctónica. Fue durante el verano de 2016 que en el área de desembocadura se encontraron abundancias relativas significativas a los dinoflagelados (101707), y por otro lado cianobacterias en la bahía nor-oeste, contiguo a la desembocadura (100389). Así la presencia del dinoflagelado *Ceratium hirundinella* se asocia con aguas meso - eutróficas (Boltovskoy 2003). Durante el estudio, se ha observado una alta frecuencia y baja abundancia de dinoflagelados, lo cual podría deberse a que este grupo se desarrolla mejor en aguas más cálidas o periodo estival (Horne & Goldman, 1994), así también el gran tamaño del lago y epilimnion profundo dificultaría la proliferación de este grupo. En los grandes lagos raramente los dinoflagelados crecen en abundancia (Smith 1950), ya que se estima que los dinoflagelados se desarrollarían mejor en lagos de epilimnion menos profundo (Soto 2002) y ante elevadas concentraciones de compuestos nitrogenados (com. pers. Irma Vila). La elevada abundancia de dinoflagelados en el efluente del lago estaría denotando aguas ricas en nutrientes especialmente en compuestos nitrogenados y con distribución irregular de los nutrientes dentro de la columna de agua. En Chile, ha sido mayormente asociado a ambientes meso eutróficos (Asencio *et al.* 2015).

Así también, durante los dos últimos periodos de estudio, se ha registrado una mayor diversidad y abundancia de cianobacterias con abundancias sobre un 5% en algunos sitios puntuales, lo que indica que el ambiente fue propicio para el desarrollo de este grupo. En el caso de avanzar la eutroficación, grupos más sensibles irán desapareciendo y dejando nicho a las cianobacterias. Durante los muestreos en verano, se ha observado una coloración verdusca en las bahías someras, lo cual se asocia a elevada concentración de fitoplancton. Ésta descripción puntual no se reflejó en las abundancias fitoplanctónicas observadas durante verano de 2017, ya que las estaciones de muestreo son más profundas y se integra toda la columna de agua hasta los 40 metros, pero debe considerarse como un indicio de la susceptibilidad de estas bahías a presentar eutrofia.

La abundancia zooplanctónica en invierno de 2017 fue generalmente menor a 2 indL⁻¹, salvo en la estación 100389 que superó los 5 indL⁻¹, los valores se encuentran dentro del rango reportado por Pesse *et al.* (2016b) para primavera de 2015. En todas las etapas de estudio las principales especies que componen la comunidad zooplanctónica fueron *Tumeodiaptomus diabolicus*, *Mesocyclops longisetus*, y *Daphnia pulex*.

5.4. Lago Llanquihue

Es el de mayor envergadura de los lagos estudiados, y presenta diversas presiones antrópicas en su cuenca. En la actualidad, la población mundial experimenta un elevado crecimiento, acompañado por un aumento de nuestras necesidades materiales, y un cambio dietético tendiente a un mayor consumo de proteína. Por ello, para satisfacer las actuales demandas de la población mundial, es que se ha modificado el uso de suelo y cobertura vegetal en vías de intensificar la agricultura, hacia un mayor rendimiento por área (Lassaletta *et al.* 2016). El modificar el uso de suelo y cobertura

vegetal implica ciertos cambios, como por ejemplo la modificación de la cobertura vegetal hacia un uso de suelo Urbano implica el recubrimiento del paisaje con cemento, cambiando completamente los flujos de energía y materia, aumentando progresivamente la escorrentía superficial al mismo tiempo que se reduce la permeabilidad de los suelos y con ello, la posibilidad de almacenar agua para enfrentar las estaciones y años secos. En el caso de modificar la cobertura vegetal a uso de suelo agrícola, los suelos se compactan, se contaminan los cursos de agua, etc.

Para conocer cómo se ha modificado el uso de suelo y cobertura vegetal de la cuenca lacustre del segundo lago más grande de Chile, se evaluaron sus cambios producidos entre los años 1997 y 2013 (16 años). A partir de ello, se observó que la agricultura perdió en parte importancia como principal actividad productiva, indicando que las actividades primarias están entrando en un paulatino estado de receso. Sin embargo, la pérdida de superficie de praderas en el tiempo no ha significado una recuperación sustancial del bosque, sino que ha favorecido la apertura de matorrales. En tanto, el suelo Urbano aumentó el doble producto del incremento poblacional de Puerto Varas, específicamente.

El análisis de escorrentía reflejó que las subcuencas con mayor escorrentía están ubicadas en las laderas del volcán Osorno, siendo aquello lógico dada la presencia de ríos cuyos cauces se alimentan principalmente de deshielos y precipitación, además de la presencia de plantaciones de bosque introducido (*Eucaliptus* spp.). Sin embargo, algo interesante, pero también esperado era que, en las subcuencas de la localidad de Puerto Varas y Llanquihue, en donde el uso de suelo predominantemente Urbano, las escorrentías fueron mayores. Paul y Meyer (2001), indican que la disminución de la infiltración y el aumento de la escorrentía son los principales efectos de la impermeabilización por crecimiento urbano, en que un aumento de las superficies impermeables de 10 a 20 %, 35 a 50 % y 75 a 100 %, implican aumentos en la escorrentía de 2, 3 y 4 veces respectivamente.

El tiempo de renovación teórico para los cuerpos de agua depende del volumen del mismo, así como del ingreso de agua que éste recibe, y esto se relaciona en forma directa con la precipitación en un tiempo dado. Por tanto, en un año seco, menor escorrentías se producirán, aumentando el tiempo de renovación del lago. De acuerdo a los periodos en que calculamos el tiempo teórico para el lago Llanquihue, este fluctuó entre 50 y 85 años. Estas fluctuaciones no son menores y debieran tomarse en cuenta, sobre todo ante diversos escenarios de cambios globales en el tiempo, con el fin de avanzar hacia un manejo sustentable de los ecosistemas, priorizando la conservación de los servicios ecosistémicos en el tiempo.

Como principales actividades y/o fuentes emisoras de PT al lago Llanquihue en todos los años de estudio, identificamos a la actividad de acuicultura (específicamente las balsas jaulas), como la principal fuente. Sin embargo, existen fuentes con aporte relevante de PT que no han podido ser evaluadas en su dimensión real por nuestro proyecto, como lo que ocurre con los RILES de las principales actividades antrópicas (fábricas de lácteos, fábricas de embutidos, fábricas de cervezas, pisciculturas, entre otros). Si bien estos datos fueron obtenidos por la SISS, el DS 90 del año 2000, se asume un autocontrol por parte de las fuentes emisoras con fiscalización relativa y programada.

Por otro lado, actividades que presenten menor producción por ley no están incluidas en el SEA, no requiriendo declarar sus emisiones ante la SISS. Una de las principales y visibles emisiones hacia el lago Llanquihue, específicamente en la bahía de Puerto Varas, ocurren desde los aliviaderos de tormenta. En la actualidad no se cuenta con un registro continuo de caudal y de concentraciones de nutrientes, que nos permita calcular las reales emisiones, tanto de PT como NT, cada vez que se activen estos aliviaderos.

De acuerdo a los parámetros indicadores de trofia de la Norma Secundaria de Calidad, los valores en general tienden a presentarse mayormente oligotróficos (Tabla 27 en Anexo), sin embargo, como bien se ha mencionado anteriormente, este lago requiere de un largo tiempo para renovar sus aguas, y sabemos que, a mayor tiempo de renovación, menor es la carga permisible para mantenerse en estado oligotrófico. Como sociedad chilena, hemos tenido la oportunidad de visualizar algunos ejemplos internacionales de lagos con similares características, y que han alcanzado rangos de eutrofia, como es el caso de los lagos Konstanz, Tahoe, e Erie, por nombrar a algunos. En todos estos casos, los gobiernos involucrados, ante un esfuerzo mancomunado, de largo aliento, y elevados costos involucrados, han reoligotrofizado en forma exitosa estos cuerpos de agua. El ejemplo de Canadá y Estados Unidos mediante el acuerdo “Great Lake Water Quality Agreement de 1972”, consideraron eliminar las descargas de compuestos con toxicidad aguda y crónica a sus aguas (metales pesados, fertilizantes, PCBs, entre otros), logrando en forma paulatina remediar la calidad ambiental de aquellas áreas que estaban fuertemente afectadas por la eutrofización. Por ello, es necesario aprender lecciones de lo ocurrido a nivel mundial y comenzar a regular el ingreso de nutrientes por actividades antrópicas, previo a llegar a un punto de difícil retorno. Posterior a ello, se hace más difícil su regulación y restauración.

La columna de agua de lago Llanquihue se encontró para el periodo de muestreo de invierno de 2017 homogénea en torno a los 10 °C hasta los 70 metros de profundidad y descendiendo hacia las profundidades disminuyó cercano a los 9 °C, así también la concentración de oxígeno se mantuvo en buenas condiciones generalmente sobre los 10 mg/L. Salvo en etapas anteriores de este estudio en algunos sectores durante el periodo estival donde se ha observado concentraciones de OD bajas cercanas a los 4mg/L (Anexo Figura 4).

Ahora, si bien de acuerdo a las concentraciones de PT en la columna de agua, este lago se encuentra en condiciones oligotróficas, es en las bahías en general, en donde primeramente comienzan y se registran los primeros indicios de eutrofización. Esto ya comenzó a visualizarse en ciertos sectores del lago, específicamente en la bahía de Puerto Rosales, y la bahía de Puerto Varas. En el lago Llanquihue durante otoño de 2017 se registraron concentraciones de clorofila *a* entre la ultra-oligotrofia y oligotrofia, asociado a abundancias fitoplanctónicas mayormente homogéneas dentro del lago. Las áreas de Bahía Totoral (100100 y 100332), playa Maitén y Puerto Octay (100204 y 100545) presentaron las mayores abundancias, lo cual podría estar relacionado con el transporte del fitoplancton dentro de la columna de agua producto del viento (mecanismo de advección), lo cual concuerda a lo reportado por Pesse *et al.* (2011) para este lago. Dentro de los lagos estudiados, el Llanquihue fue el que presentó una mayor riqueza de taxa lo cual se debería a la gran envergadura del lago y los diferentes nichos ecológicos que ofrecen sus bahías y zona

pelágica. Con los registros obtenidos dentro de este estudio, se observa que las abundancias (muestras integradas) se mantienen relativamente bajas respecto de los otros lagos estudiados, más aún los máximos crecimientos se asociaron al periodo de invierno, lo cual coincide con lo observado por Pesse *et al* (2011). Este aumento en la abundancia en el invierno estaría ligado a una mayor contribución de las especies meropláctónicas (que poseen una fase de latencia o estadio de dominancia) y organismos que son resuspendidos desde el fondo con la mezcla invernal de la columna de agua. Este máximo se da generalmente en invierno tardío, ya que se dan las condiciones de buena provisión de nutrientes y movimiento de la columna de agua.

Las diatomeas fueron dominantes en el fitoplancton, las especies *Aulacosira granulata* y *Asterionella formosa* lo cual concuerda con lo reportado para el lago Llanquihue por Campos *et al.* (1988). Éstas se distribuyeron espacialmente en el lago completo, a diferencia de las clorófitas y carófitas que fueron más abundantes en el área oeste del lago. Cabe destacar que este lago posee una presencia y frecuencia de cianobacterias más altas que los otros lagos estudiados, así también han sido encontradas en abundancias significativas en todos los periodos de estudio (Pesse *et al.* 2016a, 2016b, 2017). En el periodo 2017 las cianobacterias fueron abundantes en el área de Puerto Rosales. Las estaciones donde se han presentado las mayores abundancias y especies de cianobacterias van cambiando dependiendo de la estación del año y bahías en particular, mayoritariamente se han encontrado en bahías más someras, pero también en la estación control fuera de la bahía de Puerto Varas (C2). Pesse *et al.* (2017) describieron que, de los 15 lagos estudiados, los lagos Llanquihue, Ranco, Huillincó y Tarahuín, presentaban una mayor probabilidad de presentar proliferación de cianobacterias. Anteriormente en Pesse *et al.* (2011) se indicó que en la zona de Puerto Octay tendían a acumularse las microalgas en superficie durante el verano en aguas superficiales. Posteriormente, estudios de DGA – EULA 2011 han reportado cianobacterias del género *Anabaena*. Actualmente se han encontrado en el lago Llanquihue especies de cianobacterias de los géneros *Dolichospermum* (ex *Anabaena*), *Aphanocapsa*, *Hormidium*, *Phormidium*, *Pseudoanabaena*, y *Microcystis*, las cuales son potencialmente tóxicas. Más aún, en los años muestreados, durante el periodo cálido se han registrado abundancias relativas sobre el 5% y hasta un 40% del total de la abundancia de la estación de muestreo (Pesse *et al.* 2015, 2016, 2017), denotando que es un ambiente propicio para la mantención de diferentes géneros de microalgas en especial para los grupos que forman floraciones del tipo dispersivas o semi-acumulativas, así también como floraciones metalimnéticas (es decir, concentradas en un rango estrecho de profundidad sobre la termoclina) (Bonilla *et al.* 2009).

Resultados preliminares de proyecto FONDECYT 1160168 en ejecución, reportaron para primavera 2017 a verano 2018, en estaciones someras del lado oeste (Frutillar, Puerto Octay y Llanquihue), la microalga *Aphanizomenon* en elevadas concentraciones, siendo inclusive visible a ojo desnudo. Está demostrado extensamente en la literatura que estas microalgas producen grupos de toxinas que afectan la vida de los mamíferos (humanos (Chorus y Bartram, 1999), ganado (Font *et al.* 2016), mamíferos marinos misticetos y, nutrias (Miller *et al.* 2010), con las concentraciones fitoplancton reportadas por FONDECYT 1160168 donde se registró una abundancia fitoplanctónica de 1.000.000 de células⁻¹. Los resultados de toxicidad aún no están disponibles, pero dada la elevada concentración

de células y que *Aphanizomenon* ha sido reportada como productora de toxinas en diferentes partes del mundo (Bonilla *et al.*, 2009), se sugiere considerar estos antecedentes como una alerta e incluir evaluación de cianobacterias de acuerdo a los parámetros y guías de la OMS (Chorus & Bartram, 1999) modificado por Bonilla *et al.* (2009), para la habilitación de playas y / o potabilización de agua. Así también, se sugiere incluir el análisis de cianobacterias y cianotoxinas en el lago Llanquihue y otros cuerpos de agua que presenten mayor frecuencia, abundancia y diversidad de cianobacterias potencialmente tóxicas.

En el caso de los peces se ha visto que mueren cuando se producen floraciones de cianobacterias, pero no está claro aún si se produce la muerte de los peces por hipoxia producto de la floración, o por la toxina presente en el medio. Por otro lado, además de ocasionar la muerte de los mamíferos por ingestión, produce efectos negativos en el uso de las playas e interfiere y encarece el costo de potabilización del agua, además de deteriorar considerablemente el sabor del agua, producto del proceso de eliminación de toxinas (el último eslabón de la cadena de limpieza para potabilización del agua incluye carbono activo). Durante este estudio se han observado (sin ser cuantificadas) nutrias de río (*Lontra provocax*), destacando la presencia de estos mamíferos ya que son el depredador tope de la cadena alimenticia lacustre y una especie en peligro de extinción de acuerdo a CONAF, (2016) y a nivel mundial de acuerdo a la UICN.

Estas microalgas son la consecuencia de la eutroficación, el problema original son los aportes de nutrientes disueltos y particulados que entrega la cuenca. Se deben eliminar las descargas de aguas servidas al lago, de aguas sin tratamiento (de preferencia tratamientos terciarios, o sistemas de wetland (OCDE, 1982), aliviaderos de tormenta, y pozos negros).

En otoño de 2017 se registró la mayor abundancia zooplanctónica registrada en este estudio, con valores sobre 2 indL⁻¹. En Pesse *et al.* (2016a, 2016b, 2017) no se superó este número. Lo cual es de esperar ya que generalmente en los lagos templados se observa una máxima abundancia zooplanctónica en otoño después del segundo máximo fitoplanctónico (Horne & Goldman 1994). Este mismo patrón fue observado por Campos *et al.* (1988).

5.5. Lago Chapo

De todos los lagos en estudio, la cobertura vegetal “bosque nativo” es la que predomina ampliamente la cuenca del lago Chapo. La presencia de bosque nativo en su cuenca tiene un efecto de amortiguar la velocidad de entrada al lago, haciendo una descarga más continua y reduciendo las fluctuaciones. Por tanto, para mantener las características actuales de calidad de agua por su relación con la existencia de bosques adultos en zonas de ladera, es necesario considerar la manutención de los patrones de vegetaciones actuales de la cuenca. Su deforestación puede determinar un aumento de la carga de nutrientes exportada al lago, con la consecuente disminución de transparencia y aumento de niveles de trofia (FIP 97-40).

En la actual etapa del proyecto, la columna de agua se presentó con una leve estratificación térmica, sin formación de termoclina, y una columna de agua bastante oxigenada, probablemente se deba esto a que el monitoreo se realizó a finales de la época de estratificación (otoño del 2017). Los

valores de transparencia fluctuaron entre la oligotrofia a eutrofia. De acuerdo a nuestras etapas previas de estudios y al estudio FIP 97-40 (Tabla en ANEXOS), se ha observado una tendencia al aumento de visibilidad en invierno-primavera, en tanto en verano, la visibilidad es menor. Esto, por un lado, por la considerable pendiente de la mayor parte de las laderas que circundan al lago, tanto ríos como afluentes menores tienen una respuesta rápida a la precipitación, exhibiendo diferencias apreciables de caudal en el corto plazo (FIP 97-40), así como por el derretimiento de los glaciares del Volcán Calbuco en épocas estivales, que trae consigo mayor escorrentía en un tiempo reducido, lo que eventualmente estaría relacionando en forma inversa con la transparencia.

Las concentraciones de NT se situaron mayormente en el rango de ultraoligotrofia-oligotrofia, en tanto el PT en general se presentó como ultraoligotrófico, salvo en lagunos casos puntuales de la columna de agua en donde se registraron mayores valores, incluso tendientes a la mesotrofia. De acuerdo al estudio FIP 97-40 (Tabla 28 en ANEXOS), en general la distribución temporal de PT muestra la persistencia de valores bajos y relativa uniformidad vertical a lo largo de todo el año, patrón de distribución que muestra la existencia de una respuesta rápida a aportes de corto período alimentados por descargas fluviales asociados a los eventos de precipitación. A ello, se debe sumar además que el desagüe de este lago es artificial, y de acuerdo a los registros visuales documentados, el nivel del lago ha disminuido dramáticamente, por lo que estaría saliendo más agua de lo que normalmente está ingresando proveniente del deshielo y de precipitación.

Al analizar la carga de PT al lago, se identifica a las balsas jaulas como la principal actividad emisora de PT. Sin embargo, es importante mencionar que no se tienen registros productivos entre los años 2016 y 2017, por lo que se utilizó el promedio histórico productivo para el cálculo de aporte de PT. Dadas las características de nivel del agua que presenta actualmente este lago, se desconoce si a lo menos las concesiones de acuicultura ubicadas en el sector no-oeste seguirán operando o deberán relocalizar sus concesiones.

De acuerdo a los resultados obtenidos para capacidad de carga, en el lago Chapo existiría teóricamente un margen disponible para recibir PT sin cambiar el estado actual de trofia del cuerpo, lo cual probablemente se deba a la alta tasa de recambio que presenta el lago debido al funcionamiento del desagüe artificial de la Central de Canutillar. Sin embargo, dado a que este cuerpo de agua actúa como un embalse, en donde el ser humano utiliza el caudal manejándolo de manera artificial y dependiendo de nuestras necesidades energéticas, lo hace más vulnerable a sufrir deterioro ambiental que pudiera ser prácticamente irreversible.

El lago Chapo durante el periodo de estudio 2017 mantuvo una concentración de clorofila *a* dentro del rango de la ultra-oligotrofia, y con baja abundancia de fitoplancton. La diversidad fue similar a la reportada anteriormente (24 taxa), pero la abundancia fitoplanctónica fue similar a lo reportado en invierno de 2016 (Pesse *et al.* 2017) y menor a lo reportado por Pesse *et al.* (2016a, 2016b) (Tabla 28 en ANEXOS).

Las diatomeas han sido el grupo más abundante y frecuente en el lago Chapo, específicamente las del género *Tabellaria*, ya sea *T. flocculosa* y *T. fenestrata*, en cambio en primavera de 2016 la diatomea más abundante fue *Fragillaria crotonensis*. El patrón de distribución encontrado en

primavera de 2016 (similar proporción de orófitas, clorófitas y en menor medida diatomeas) se reportó en Woelfl *et al.* 2013. Las mayores abundancias se han encontrado en las estaciones más someras del lago en el área de “la cabeza de León” llamado así localmente en las estaciones 100394 y 101291. Observando el mismo patrón en Woelfl *et al.* 2015, Pesse *et al.* (2016a, 2016b, 2017). Se registró una baja abundancia de cianobacterias, aun cuando en todos los periodos estudiados se han encontrado este tipo de organismos, éstas se encontraron mayormente en muestras cualitativas.

En contraste a lo obtenido en las etapas anteriores de nuestro estudio, el estudio realizado por Hugo Campos y colaboradores durante septiembre del 1986 a octubre de 1987 (información que está disponible en Villalobos *et al.* 2003), y que se considera como la línea base previo a la instalación de la represa de Endesa, la especie más dominante fue la cianofícea *Gomphosphaeria lacustris* (especie que no fue registrada en nuestros estudios), siendo las diatomeas y clorófitas menos abundantes, sin embargo la biomasa fitoplanctónica fue dominada por diatomeas de mayor tamaño. En dicho estudio se señala además que, si bien la comunidad fitoplanctónica en el lago Chapo es diversa, sólo algunas especies son abundantes, además de registrar la presencia de *Attheya* sp., una especie clasificada como no común en Chile. Aquello no fue registrado en nuestros estudios, lo que podría atribuirse, por un lado, a que el estudio realizado previo a la instalación de la represa hidroeléctrica se realizó en forma mensual por 1 año, como también a un posible cambio de la composición fitoplanctónica, dado a las características actuales a las que se encuentra sometido este lago. Esto refuerza la necesidad de realizar estudios con mayor frecuencia de muestreo y de largo aliento, sobre todo en lagos que han sido intervenidos por la acción del hombre.

La componente zooplanctónica presentó una diversidad de 5 taxa lo cual concuerda con lo reportado por Woelfl *et al.* (2013), Pesse *et al.* (2016a, 2016b, 2017). De acuerdo a todas las etapas de este estudio, la mayor abundancia de zooplancton estuvo representada por las especies *Daphnia pulex*, *Mesocyclops araucanus*, siendo en la última etapa de estudio la abundancia zooplanctónica mayor, principalmente asociado a las estaciones cercanas a la desembocadura del lago y sector Colulí. En tanto, de acuerdo al estudio de línea base del lago Chapo (en Villalobos *et al.* 2003), *Boeckella gracilipes*, *Keratella cohlearis* y *Polyarthra vulgaris* fueron las especies que estuvieron mayormente presentes. De lo anteriormente mencionado, se desprende, al igual que en lo descrito para la comunidad fitoplanctónica, que la diversidad taxonómica del zooplancton ha variado en el tiempo. Se considera necesario la realización futuras investigaciones que permitan obtener de manera clara el rol del zooplancton en la cadena trófica de este cuerpo de agua intervenido.

5.6. Lago Popetán

La cuenca del lago Popetán es la que posee mayor intervención antrópica de los lagos Chilotes en estudio, ya que las praderas representan la principal cobertura de la cuenca, por tanto, las mayores contribuciones de fósforo están asociadas a este uso de suelo. La presencia de praderas en la cuenca se relaciona a mayores contribuciones de nutrientes al cuerpo de agua (Oyarzún & Huber 2003). Según lo reportado por Alvarez-Cobelas *et al.* (2008), cuencas dominadas por praderas exportan dos veces más NT que cuencas boscosas. Sin embargo, al comparar las concentraciones

de los nutrientes analizados con otros lagos Chilotes en estudio no se evidencian grandes diferencias en las concentraciones, esto podría estar asociado a otros factores, como la baja utilización de fertilizantes en las praderas (Oyarzún & Huber 2003), sedimentación y tasa de renovación de las aguas (Brett & Benjamin 2008).

La columna de agua del lago Popetán se encontró completamente homogénea, característica típica de sistemas lacustres monomícticos templados en época de invierno (Wetzel *et al.* 2001), ya que al disminuir la temperatura ambiental también lo hace la del agua, rompiéndose la estratificación térmica de la columna de agua (Wetzel *et al.* 2001). En general los registros de las variables fisicoquímicas fueron similares a lo reportado por Pesse *et al.* (2017) para igual época del año, no obstante se registraron diferencias en algunos nutrientes, por ejemplo las concentraciones de amonio y nitrato fueron cerca del doble a lo reportado en la IV etapa de este proyecto (Pesse *et al.* 2017). Así mismo, la abundancia fitoplanctónica fue en promedio un 33 % menor a la obtenida en la etapa anterior. Según lo reportado por Garreaud (2018), en el año 2016 la irradiancia fue hasta un 30 % más elevada que la de un año normal, debido a un evento Niño. Por lo tanto, en la etapa actual la irradiancia podría haber sido un factor limitante para la productividad primaria, con esto los nutrientes quedaron disponibles en la columna de agua.

El lago Popetán presentó la menor diversidad fitoplanctónica de los lagos Chilotes en estudio. El fitoplancton se encontró dominado por la presencia de *Cryptomonas sp.* (> 79 %), de hecho una estación estuvo conformada en su totalidad por ellas. En estudios previos en el lago Popetán, las *Cryptomonas sp.* han sido reportadas con las más abundantes en diferentes épocas del año, para verano (Pesse *et al.* 2016b) como invierno (Pesse *et al.* 2017). Las *Cryptomonas sp.* se encuentran principalmente en lagos someros, pequeños y enriquecidos con nutrientes, además toleran condiciones de baja luminosidad (Reynolds *et al.* 2002). Presentando el lago Popetán características ambientales propicias para la proliferación de *Cryptomonas sp.*

De igual forma que el fitoplancton, el zooplancton también presentó una baja riqueza, conformada solo por tres crustáceos y un rotífero. Estudios previos que contemplen la componente zooplanctónica para este lago son escasos, y están todos asociados a los realizados por este proyecto (Pesse *et al.* 2016b, Pesse *et al.* 2017). En los cuales las abundancias fueron menores a la obtenida en la etapa actual (V) y con riqueza de taxa que osciló entre 3 y 6 especies. En todos los registros, incluido el actual, las mayores abundancias están asociadas a *T. diabolicus*, especie de copépodo que posee una amplia distribución en Chile (Villalobos 2006), incluidos otros lagos de la isla de Chiloé (Campos *et al.* 1997, Villalobos *et al.* 2003).

Las concentraciones de DOC se encontraron dentro de los rangos reportados por estudios previos en Chiloé (Pesse *et al.* 2016, 2017, Zagarese *et al.* 2017). Sin embargo, en la etapa actual las señales autóctonas fueron menos intensas que las registradas en la etapa anterior (Pesse *et al.* 2017), estas diferencias podrían explicarse por una menor concentración de clorofila registradas en invierno del 2017.

El estado trófico del lago Popetán estuvo asociado a una condición distrófica, al igual como ha sido evidenciado en estudios previos (Pesse *et al.* 2016b, Pesse *et al.* 2017) (Anexo Tabla 29). Donde las concentraciones de fósforo total reflejaron una baja producción autóctona del lago (Webster *et al.* 2008). Mientras que los elevados valores de color en todas las profundidades y estaciones, indicarían que el carbono del lago Popetán tendría un origen mayoritariamente alóctono (Webster *et al.* 2008). Concordando con los resultados obtenidos del PARAFAC, donde las mayores intensidades están asociadas a ácidos húmicos y fúlvicos, los cuales poseen características

coloreadas, son de difícil degradación y están relacionados a un origen alóctono (Williamson *et al.* 1999).

5.7. Sistema lacustre Huillinco - Cucao

El sistema lacustre Huillinco-Cucao, posee una cuenca de drenaje que incluye las cuencas de los lagos Tarahuín y Tepuhueico. El área de la cuenca Huillinco-Cucao es de gran tamaño en relación al área del cuerpo de agua, generando que la cuenca posea una gran influencia sobre los procesos que se desarrollen en el sistema lacustre (Lampert & Sommer 2007, Webster *et al.* 2008, Uhlmann *et al.* 2011). La principal cobertura de la cuenca corresponde a bosque nativo, seguido por praderas. A pesar que el bosque nativo posee un 60 % más de cobertura que las praderas, las contribuciones de PT al lago no son tan distantes en proporción al porcentaje de cobertura dentro de la cuenca. Según lo reportado por Oyarzún & Huber (2003) para el Huillinco, las praderas realizan mayores contribuciones de N al lago que las coberturas boscosas, conformado en su mayoría por nitrógeno orgánico, asociándolo a utilización de fertilizantes y a la producción autóctona de plantas acuáticas presentes en la cuenca.

Este sistema lacustre posee conexión con el mar a través del río Cucao, el ingreso de agua de mayor densidad dificulta la mezcla y circulación, generando una columna de agua estratificada, principalmente en el sector Huillinco, debido a la morfología. Influyendo claramente en el funcionamiento del sistema lacustre Huillinco-Cucao. Generando que la columna de agua este estratificada la mayor parte del tiempo, aunque el muestreo fue realizado en época de invierno, reflejándose en todas las variables fisicoquímicas. A través de las diferentes etapas de este proyecto (Woelfl *et al.* 2013, Pesse *et al.* 2016a, b, 2017), hemos evidenciado que el estrato inferior conserva características similares en diferentes épocas del año, siendo el estrato superior el que cambia a través de las estaciones del año. Creemos que este comportamiento está condicionado por la escasa mezcla y circulación de este sistema. Generado además una concentración de nutrientes y DOC en el estrato inferior.

El primer registro de este sistema fue realizado por Campos *et al.* (1997) y posteriormente los datos obtenidos fueron publicados por Villalobos *et al.* (2003) (Anexo Tabla 30). En aquellos registros se evidenciaron elevadas concentraciones de nutrientes, principalmente a medida que aumentaba la profundidad. Esta es una situación que se ha mantenido a través del tiempo, registrándose las mayores concentraciones de nutrientes de todos los lagos en estudio. Sin embargo, a pesar de lo elevada de las concentraciones en la actualidad, son menores a lo obtenido por los primeros registros (Anexo Tabla 30). Aquello podría estar asociado a la actividad acuicultura que se desarrollaba en ese periodo, las que no tienen funcionamiento desde el año 2012. En un comienzo el nitrógeno se encontró conformado mayoritariamente por su forma orgánica (Campos *et al.* 1997, Villalobos *et al.* 2003), pero en las diferentes etapas de este proyecto (I – V etapa) (Woelfl *et al.* 2013, Pesse *et al.* 2016a, 2016b; Pesse *et al.* 2017) se ha evidenciado una notable disminución del constituyente orgánico, fundamentalmente a medida que aumenta la profundidad. Por tanto, en las estaciones más profundas es posible evidenciar al amonio como el mayor constituyente del nitrógeno, con concentraciones muy elevadas. La escasez de oxígeno en el estrato profundo estaría limitando la nitrificación (Lampert & Sommer 2007), generando que la principal forma de nitrógeno inorgánico este representada por amonio.

El fitoplancton estuvo dominado por especies de diatomeas descritas para lagos enriquecidos, eutróficos/mesotróficos, pequeños y/o turbios (Reynolds *et al.* 2002, Bellinger & Sigee 2010). En las estaciones C2 (sector Cucao), E2 y 100968 se registraron las mayores abundancias, probablemente

vinculado a la mayor circulación y mejores condiciones ambientales que poseen estas estaciones. Mientras que las menores abundancias estuvieron asociadas a grupos con mayores requisitos ambientales (Reynolds *et al.* 2002, Bellinger & Sigee 2010). En relación a la composición zooplanctónica, los copépodos presentaron las mayores abundancias, representado por especies descritas previamente para este sistema (Campos *et al.* 1997, Villalobos *et al.* 2003). También se registró la presencia de crustáceos pertenecientes a la clase Branchiopoda, presentando una mayor diversidad que la clase Hexanauplia, pero con abundancias más bajas. Cabe destacar la presencia de plancton marino, representado por larvas de poliquetos, asociado a la influencia marina que posee el sistema.

Para tener un mayor entendimiento de la distribución vertical del fitoplancton en la columna de agua, se realizó un muestreo estratificado. Contrario a lo esperado, en algunas de las estaciones estratificadas el fitoplancton fue más abundante en el estrato inferior, esto podría asociarse a células que están en fase de senescencia y que no se pueden mantenerse en la columna de agua, ya que numerosas células presentaron alteraciones en sus paredes celulares. Mientras que en el estrato superior el zooplancton estaría predando sobre la componente fitoplanctónica. Por otro lado, la abundancia y diversidad fitoplanctónica como zooplanctónica fueron muy inferior a los registros previos (Campos *et al.* 1997, Villalobos *et al.* 2003, Woelfl *et al.* 2013, Pesse *et al.* 2016a, b; Pesse *et al.* 2017), apreciándose una disminución a través del tiempo, esto podría ser el reflejo de la época en que fue realizado el muestreo (invierno) en conjunto con cambios que se estén produciendo en este sistema lacustre. Por ejemplo, las diferencias registradas en la composición del nitrógeno, el abundante amonio en estrato profundo y la baja transparencia registrada, entre otros. Para tener una mayor claridad y poder definir los procesos que están ocurriendo en este sistema, se hace necesario una mayor frecuencia de muestreo.

Al comparar la columna de agua con la del invierno 2016 (Pesse *et al.* 2017), se aprecian varias diferencias, como en temperatura y profundidad del estrato superior, concentraciones de nutrientes, clorofila y abundancia fitoplanctónica. Creemos que estas disimilitudes pueden estar asociadas a un Niño que se presentó en el año 2016 (Garreaud 2018a, b), produciendo efectos en la isla de Chiloé, como alteraciones en precipitaciones, irradiancia y temperatura (Garreaud 2018a). Las precipitaciones registradas para esta zona en aquel año fueron cercanas a la mitad de lo registrado en años normales (Garreaud 2018a).

El modelo conceptual nutriente color refleja un estado mixotrófico, el que implica que el sistema lacustre Huillínco-Cucao posee importantes concentraciones de carbono de origen autóctono como alóctono, manteniendo el estado trófico registrado en etapas previas de este proyecto (Pesse *et al.* 2016a, b, 2017) (Anexo Tabla 30). De los lagos Chilotas, en este sistema se registraron los valores más elevados de color y PT. Según lo reportado por Webster *et al.* (2008), el color y PT poseen una correlación positiva con lagos someros emplazados en cuencas de gran tamaño, por lo demás la escasa circulación de este sistema podría ser un factor adicional en la concentración de las contribuciones.

5.8. Lago Tarahuín

El lago Tarahuín posee una cuenca 5 veces mayor que el cuerpo de agua. La principal cobertura corresponde a bosque nativo, seguido por la presencia de praderas. Similar a lo que ocurre en el sistema lacustre Huillínco-Cucao, la presencia de praderas en la cuenca del lago Tarahuín es considerablemente menor a la de bosque nativo, sin embargo desde esta cobertura se realizan las mayores contribuciones de PT. Según literatura las praderas exportan dos veces más NT que

coberturas boscosas (Alvarez-Cobelas *et al.* 2008), debido al uso de fertilizantes y a la producción autóctona de plantas acuáticas presentes en la cuenca (Oyarzún & Huber 2003). Por otro lado, es necesario considerar que la tasa de pérdida de la cobertura boscosa es elevada. Un estudio realizado en la zona centro-sur de Chile estimó una pérdida del 67 % del bosque nativo entre los años 1975 y 2000 (Echeverría *et al.* 2006). Actualmente en la cuenca del lago Tarahuín se está desarrollando un proyecto inmobiliario, el que contempla reformar ~129 ha de bosque nativo a 171 parcelas, abarcando dos subcuencas localizadas en la rivera noreste del lago Tarahuín (subcuenca N°626 y 628 <http://ifop.maps.arcgis.com>). Por tanto, al considerar solo aquel proyecto se estaría modificando un 4,2 % de la cobertura boscosa de la cuenca del lago Tarahuín.

En relación al balance de nutrientes del lago Tarahuín, según los cálculos asociados al balance las entradas serían menores a la salida de P y la sedimentación sería nula. Creemos que hay varias variables que podrían explicar aquello. Por un lado, podría asociarse a que el método utilizado para estimar el caudal de salida no fue el adecuado, quizás el método de transposición de cuenca carece de la precisión necesaria para estimar el caudal de salida para un efluente pequeño, así como también puede que no sea adecuado para efluentes encausados, como es el caso del lago Tarahuín. Mientras que un mayor egreso de P podría relacionarse a una contribución interna del lago, producto de una reincorporación de nutrientes desde el sedimento.

Se evidenció una columna de agua mezclada, condición característica de lagos monomícticos templados en época de invierno (Wetzel 2001). La temperatura registrada se encontró dentro de los rangos reportados previamente para esta época del año (Campos *et al.* 1997, Villalobos *et al.* 2003, Pesse *et al.* 2016a) (Anexo Figura 1), pero las concentraciones de oxígeno fueron menores a lo reportado anteriormente para igual estación del año (Pesse *et al.* 2016a) (Anexo Figura 4). Esta diferencia podría estar asociada un incremento en la materia orgánica y su posterior degradación (Uhlmann *et al.* 2011).

En el lago Tarahuín la composición fitoplanctónica estuvo dominada por representantes de las diatomeas (*Aulacoseira spp.*, *Fragilaria crotonensis*, *Asterionella formosa*), la dominancia de estas diatomeas ha sido relacionadas a lagos de pequeño tamaño con enriquecimiento de nutrientes (mesotrófico o eutrófico) y escasa luz (Reynolds *et al.* 2002, Bellinger & Sigee 2010). De los lagos Chiles, en el lago Tarahuín se obtuvieron las mayores concentraciones de clorofila y abundancias fitoplanctónicas, superando en un 97 % las abundancias fitoplanctónicas promedio registradas en el resto de los lagos Chiles. Creemos que en este lago se conjugaron múltiples condiciones óptimas para la productividad biológica. Presentó la mayor transparencia y menor color de todos los lagos Chiles. Así mismo, tuvo las mayores concentraciones de nutrientes (ej. ortofosfato, fósforo total, sílice) de los lagos Chiles, a excepción del estrato inferior del sistema lacustre Huillinco-Cucao. Especulamos que la mayor disponibilidad de estos nutrientes podría asociarse a la importancia de las praderas dentro de la cuenca (6,34 km²), en conjunto con un mayor tiempo de retención (1,7 años) que posee este lago. Brett & Benjamin (2008) reportaron una relación positiva entre el fósforo total y el tiempo de retención del lago, al favorecer su concentración.

La comunidad zooplanctónica se encontró conformada por crustáceos y rotíferos, donde el grupo dominante fueron los copépodos, representados principalmente por *Boeckella gracilipes* y *Tumediaptomus diabolicus*. Cabe destacar la importancia de los nauplii, conformando un 19 % del total de las abundancias. De los estudios realizados en este lago, las mayores riquezas de especies fueron exhibidas en lo reportado por Campos *et al.* (1997), con un registro de 20 especies para el periodo correspondiente a noviembre de 1996 a octubre 1997, en contraste con las 6 especies exhibidas en invierno 2017. En relación a las abundancias, la mayor cantidad de individuos han sido

las reportadas por Campos *et al.* (1997) y Woelfl *et al.* (2013), posterior a esto las abundancias promedio no han superado los 2,5 indv/L. El origen de estas diferencias se desconoce, para tener un mayor conocimiento acerca del funcionamiento del lago se requiere una mayor frecuencia de muestreo.

En relación al estado trófico, el modelo teórico nutriente color indicaría una condición mixotrófica para el lago Tarahuín. Reflejando la importancia de contribuciones alóctonas como autóctonas. Por una parte, el eje del color representa las contribuciones alóctonas (Williamson *et al.* 1999), encontrándose todos los valores sobre el límite establecido para color elevado. Mientras que el eje de fósforo total representa la producción autóctona (Williamson *et al.* 1999), en el lago Tarahuín las concentraciones de fósforo fueron muy elevadas, encontrándose dentro del rango eutrófico. Así como se mencionaba anteriormente, la productividad fitoplanctónica fue la más elevada de los lagos Chilotes. El comparar con el estado trófico previamente reportado (Pesse *et al.* 2016a, b; Pesse *et al.* 2017) (Anexo Tabla 31), se aprecia una condición variable a través del tiempo, asociado principalmente al color, oscilando entre un estado eutrófico y mixotrófico.

5.9. Lago Natri

La cuenca del Natri posee una extensión de 76 Km², la que se encuentra mayoritariamente cubierta por bosque nativo (81,5 %), realizándose desde esta cobertura las mayores contribuciones de fósforo (0,7 ton/año). A pesar de aquello, las contribuciones provenientes desde bosque nativo son inferiores a las realizadas por una cobertura antrópica (Poor & McDonnell 2007). Adicionalmente los bosques nativos chilenos, se caracterizan por contribuir menos nitrógeno a los cuerpos de agua que bosques de otros países (ej. Estados Unidos), debido a una alta tasa de mineralización y gran capacidad de almacenar el nitrógeno (Pérez *et al.* 1998), y las contribuciones están dominadas por su forma orgánica (nitrógeno orgánico disuelto) (Perakis & Hedin 2002).

El tiempo de renovación calculado para el lago Natri fue de 1,8 años, mientras que para otoño del 2016 fue 2,8 veces más alto (Pesse *et al.* 2017). El año 2016 se desarrolló un evento Niño, modificando las precipitaciones en la Isla de Chiloé (Garreaud 2018a, b). Las precipitaciones en el periodo otoño-invierno fueron la mitad a lo registrado en un año normal (DGA), influyendo sobre el tiempo de residencia del agua. Así como también se modificaron las contribuciones desde los diferentes usos de suelo al cuerpo de agua, al producirse mayor escorrentía en la cuenca. Prácticamente se duplicaron las contribuciones de nutrientes desde la cuenca al incrementar las precipitaciones en la actual etapa.

De las contribuciones de nutrientes al lago, las realizadas por la actividad acuícola fueron las mayores. De las balsas jaulas se desprenden importantes contribuciones de nutrientes a la columna de agua y sedimentos (Pullin *et al.* 2007, León-Muñoz *et al.* 2013), provenientes del alimento no incorporado y excreción de los peces (Pullin *et al.* 2007). A diferencia de los sistemas cerrados de recirculación, las balsas jaulas al encontrarse insertas en el cuerpo de agua se transforman en una fuente importante de nutrientes. Actualmente, en el lago Natri se encuentra activo un centro de producción. Al comparar la estación de muestreo asociada a este centro (100427) con el resto de las estaciones en estudio, se apreciaron mayores concentraciones de amonio y fósforo total, lo que puede estar asociado a excreciones y alimento de los peces (Pullin *et al.* 2007, León-Muñoz *et al.* 2013). Sin embargo, en el resto de las variables de la columna de agua no se evidencian mayores diferencias. Esto puede estar asociado a la ubicación del centro, dado que está localizado cerca al efluente del lago. Similar es lo que ocurre en los sedimentos, ya que al analizar su composición textural se observó una disparidad en la composición, explicada también por la ubicación del centro,

lugar donde existe una alta circulación debido a la cercanía del efluente, permitiendo que el fango registrado en las otras estaciones sea remplazado por una combinación de grava, arena y fango.

El lago Natri es un lago monomítico templado (Villalobos *et al.* 2003), mostró una columna de agua típica para este tipo de lagos en invierno, completamente homogénea (Wetzel 2001). En relación a los nutrientes en la columna de agua, las concentraciones de nitrato y nitrógeno total fueron menores a lo reportado previamente para igual época del año (Pesse *et al.* 2016a) (Anexo Tabla 32, Figura 7 y 8), estas diferencias podrían asociarse a modificaciones en las contribuciones al lago. Como por ejemplo, los provenientes de la producción acuícola, ya que en el 2014 se reportó una producción cercana a las 1000 ton, mientras que en la actualidad la producción es cercana a las ~702 ton/año, después de dos años con producción casi nula.

El fitoplancton en el lago Natri fue el más diverso de los lagos Chilotes, la composición estuvo conformada mayoritariamente por diatomeas, por especies registradas en etapas previas con las mayores abundancias (Pesse *et al.* 2016a, b, 2017), las que han sido relacionadas a ambientes ricos en nutrientes (Reynolds *et al.* 2002, Bellinger & Sigeo 2010). Aunque algunas clorofíceas fueron importantes en abundancia, presentaron abundancias mucho menores a lo reportado para igual época del año (Pesse *et al.* 2016a).

En relación al zooplancton, estuvo compuesto exclusivamente por crustáceos con bajas abundancias, sus mayores representantes fueron los copépodos (*Boeckella gracilipes*, *Tumeodiaptomus diabolicus*, *Mesocyclops araucanus*), similar a lo reportado por Pesse *et al.* (2016a) y Pesse *et al.* (2017) para época de otoño e invierno, respectivamente. Mientras que estudios en los que se incluían primavera y verano las abundancias fueron mayores (Campos *et al.* 1997, Villalobos *et al.* 2003, Woelfl *et al.* 2013, Pesse *et al.* 2016b), esto puede encontrarse relacionado a la mayor abundancia y diversidad alimenticia.

Con respecto al estado trófico, en estudios previos se observó una condición variable (Pesse *et al.* 2016a, b, 2017) (Anexo Tabla 32), oscilando desde un estado oligotrófico a eutrófico o a distrófico para el PT o color, respectivamente. Sin embargo, en la actual etapa todas las mediciones realizadas se encontraron dentro de una condición mixotrófica, evidenciando la importancia de procesos heterotróficos como autotróficos en el lago Natri.

5.10. Lago Tepuhueico

La cuenca del lago Tepuhueico es la que presenta menor intervención antrópica. La mayor cobertura estuvo conformada por bosque nativo (90 %). Por lo tanto, desde esta cobertura se desprenden las mayores contribuciones de fósforo al lago. Sin embargo, las contribuciones de nutrientes (N) provenientes de cuencas boscosas son más bajas que coberturas antrópicas (Poor & McDonnell 2007).

En relación al balance de nutrientes, ocurre una situación similar a lo reportado para el lago Tarahuín. Según los cálculos, las salidas de fósforo superan las entradas y no se produciría sedimentación. Creemos que estos resultados pueden estar asociados a errores en los cálculos de salida al utilizar el método de transposición para estimar el caudal del efluente, es posible que este método no tenga la precisión adecuada para este tipo de efluente. Por lo demás, los valores de precipitación utilizados para determinar los ingresos, corresponden a los registrados por una estación meteorológica posicionada en otra cuenca de la isla de Chiloé, lo que podría estar subestimando las entradas. Y por otro lado, un mayor egreso que las entradas podría explicarse por una reincorporación desde los sedimentos a la columna de agua.

El lago Tepuhueico ha sido descrito como monomítico templado (Villalobos *et al* 2003), lo que quiere decir que se mezcla completamente una vez al año en época de invierno, donde la mezcla de la columna se debe al descenso de la temperatura ambiental y acción del viento (Wetzel 2001). Es así como el lago Tepuhueico presentó una columna de agua homogénea. Las concentraciones de nitrógeno y fósforo total se encontraron dentro de un rango mesotrófico y oligotrófico, respectivamente. Las concentraciones de la mayoría de los nitrogenados (nitrógeno total, nitrato, amonio) de esta etapa fueron mayores a lo registrado en la misma época del año 2016 (Pesse *et al.* 2017) (Anexo Tabla 33, Figura 5, 7, y 8). Posiblemente explicado por la menor productividad biológica en la actual etapa, dejando mayor disponibilidad de nutrientes al no ser utilizado por los productores primarios. Es probable que la productividad biológica se encuentre limitada por la irradiancia.

En el lago Tepuhueico el fitoplancton presentó baja abundancia y diversidad, de hecho, una de sus estaciones estuvo conformada casi en su totalidad por *Cryptomonas* (97 %). Estos organismos han mostrado crecimiento óptimo en condiciones de luz limitante, además de habitar en un amplio espectro de condiciones lacustres (de oligotrófico a mesotrófico) (Bellinger & Sigee 2010), algunos poseen una exitosa estrategia ecológica al tener la capacidad de optar por una nutrición heterotrófica, al poder utilizar el amonio y fuentes orgánicas como alimento (Bellinger & Sigee 2010). En relación a estudios previos, en el primer registro (Campos *et al.* 1997, Villalobos *et al.* 2003) la abundancia promedio para igual época del año superó en un 96,8 % la actual, exhibiendo una riqueza de 39 especies en contraste de las 6 encontradas en este estudio. Mientras que, en estudios recientes el mayor constituyente fue *Urosolenia eriensis* (> 99 %) (Pesse *et al.* 2016b, Pesse *et al.* 2017), especie característica de sistemas oligotróficos (Reynolds 2006). Creemos que es necesario aumentar la frecuencia de muestreo para tener un mayor entendimiento acerca de la sucesión en las comunidades fitoplanctónicas.

En este lago se registraron las mayores abundancias de zooplancton de todos los lagos en estudio. Encontrándose compuesto completamente por crustáceos, el copépodo *Boeckella gracilipes* fue registrado como el principal constituyente, de igual forma como lo reportó Pesse *et al.* (2016b) y Pesse *et al.* (2017). Sin embargo, en los primeros estudios realizados por Campos *et al.* (1997), data posteriormente publicada por Villalobos *et al.* (2003), el zooplancton se encontró dominado por rotíferos y estadios de copépodos, donde la riqueza de especie fue de 15 en contraste con las 5 registradas por este estudio. Los cambios detectados en la comunidad zooplanctónica del lago Tepuhueico podría ser un efecto de los cambios en la estructura fitoplanctónica.

La trofia en el lago Tepuhueico indicó un estado de transición entre distrófico y mixotrófico, similar a lo obtenido con anterioridad (Pesse *et al.* 2017) (Anexo Tabla 33), sin embargo, en la etapa previa todos los valores registrados se encontraron dentro de la mixotrofia, con valores mucho más elevados de color, lo que podría relacionarse a las bajas precipitaciones de aquel período, propiciando la concentración.

5.11. Lago San Antonio

La columna de agua del lago San Antonio estuvo prácticamente homogénea, característica típica para un lago monomítico templado en época de invierno (Wetzel 2001). Las concentraciones de nutrientes exhibidas en el lago San Antonio fueron bajas, de hecho, el nitrógeno y fósforo total se encontraron dentro del rango de la oligotrofia. Contrario a lo reportado por Prado *et al.* (1999), para el invierno de 1997, evidenciando elevadas concentraciones de fosfato y nitrógeno total (mesotrófico - eutrófico), posiblemente relacionado al funcionamiento del centro de cultivos que en esos meses presentaba las mayores producciones de aquel año.

Pero al compararlas con los registros para invierno del 2016 (Pesse *et al.* 2017) (Anexo Tabla 34, Figura 5, 7, y 8), las concentraciones de algunos nutrientes (ej. NT, nitrato, amonio) fueron menores a las actuales, al igual que en la mayoría de los lagos Chilotes. Las diferencias podrían encontrarse relacionadas a la precipitación y/o productividad biológica. Las precipitaciones han sido indicadas como el principal transporte de nutrientes desde la cuenca (Little *et al.* 2008) y aunque ambos muestreos fueron efectuados en igual época del año (invierno 2016 y 2017), el correspondiente a la etapa anterior fue realizado en un periodo Niño. Dicho evento se caracterizó por exhibir escasas precipitaciones, además de registrarse una radiación excesiva (> 30 %) para la zona y época del año (Garreaud 2018). Resultando un escenario propicio para la producción fitoplanctónica. Las abundancias fitoplanctónicas reportadas por Pesse *et al.* (2017) superaron en un 93% las abundancias promedio actuales, existiendo una mayor utilización de nutrientes por productores primarios en el invierno 2016.

En el presente estudio el fitoplancton presentó una baja diversidad, dominado por 4 especies, principalmente diatomeas. La mayoría de los fitoplantereros han sido relacionados a ambientes ricos en nutrientes y descritos como tolerantes a baja intensidad lumínica (Reynolds *et al.* 2002, Bellinger & Sigee 2010). Se evidenciaron claras diferencias en las abundancias entre estaciones de muestreo, similar a lo detectado por Pesse *et al.* (2017). Lo que podría estar relacionado a la ubicación de la estación, ya que las mayores abundancias se encontraron asociadas a la estación más cercana al efluente, donde podrían estar concentrándose las células por el flujo del agua. Por otro lado, la composición fitoplanctónica fue diferente entre invierno 2016 y 2017, probablemente relacionado a las diferentes condiciones ambientales de los años en estudios.

El zooplancton en el lago San Antonio presentó baja abundancia y diversidad, encontrándose compuesto solo por crustáceos, en concordancia con lo previamente reportado por Pesse *et al.* (2017). No obstante, en el invierno del 2016 el zooplancton estuvo dominado por el braquiópodo *Daphnia pulex* (Pesse *et al.* 2017), mientras que en el invierno del 2017 la componente zooplanctónica estuvo conformado mayoritariamente por el braquiópodo *Bosmina chilensis*. Esto podría explicarse por las diferencias en las ofertas alimenticias entre invierno 2016 y 2017. En experimentos realizados por DeMott (1982) con representantes de ambos géneros frente a diferentes ofertas alimenticias, *Bosmina*, mostró una alta eficiencia alimentaria a bajas concentraciones de alimento y, a pesar que ninguno es selectivo, *Bosmina* exhibió mayor flexibilidad alimenticia.

La evaluación del estado trófico en el lago San Antonio indicaría una condición distrófica, señalando que priman las contribuciones alóctonas por sobre la productividad autóctona (Williamson *et al.* 1999), predominando procesos heterotróficos por sobre los autóctonos (Webster *et al.* 2008). Similar a lo registrado en la etapa anterior del proyecto (Pesse *et al.* 2017) (Anexo Tabla 34). No obstante, los registros de color son mayores en la etapa actual, influyendo en la transparencia del San Antonio. De hecho, la transparencia en esta etapa fue menor a la anterior. Esto podría estar limitando la productividad biológica, reflejado en las menores concentraciones fitoplanctónicas registrada en esta etapa.

5.12. Lago Yelcho

La cuenca del lago Yelcho tiene una superficie de ~995.317 há, 76 veces más grande que el área del lago. Esta cuenca está cubierta en gran parte por bosque nativo (42%), específicamente en el territorio chileno, además de una gran proporción de suelo desnudo (17%) y nieve. Por ello, al describir los principales aportantes de PT según uso de suelo y/o cobertura vegetal, se identifica en

primer lugar al suelo desnudo (46%). Este resultado es de suma importancia si se considera que el uso de suelo desnudo está ubicado principalmente en el territorio argentino, y más aún, que ~2/3 de la cuenca hidrológica del lago Yelcho se encuentra en el país vecino. Aquella distribución dificulta la identificación y el control de las eventuales fuentes emisoras de PT provenientes de diversas actividades, principalmente de la minería, y en segundo plano de la agricultura. Ésto se debe tener en cuenta para las actuales y futuras actividades antrópicas que se generen a nivel nacional, tanto en la cuenca hidrológica del lago, como en el lago mismo. También es necesario tomar en cuenta que ciertas subcuencas presentan fuertes pendientes, lo que sumado a las gran cantidad de precipitación en esta zona y la inclusión de ventisqueros en algunas subcuencas, hace que esta zona sea propensa a derrumbes. Por ésto, la cuenca debe ser tratada con cuidado, ya que acciones de deforestación en situaciones de fuertes pendientes podrían provocar cambios significativos en la capacidad de las cuencas para retener el agua y las partículas, determinados procesos erosivos intensos (FIP 97-40).

El lago Yelcho se caracteriza como un lago monomíctico temperado, con épocas de mezcla (invierno) y estratificación estival (FIP 97-40). De acuerdo a nuestro estudio (verano 2017), se presenció una marcada termoclina, con aguas oxigenadas en toda la columna de agua. En cuanto a los parámetros de trofia medidos, específicamente la transparencia, se situó dentro del rango de la mesotrofia con tendencias a la eutrofización. Este cuerpo de agua se caracteriza por un régimen pluvio-nival, cuyos caudales máximos se producirían durante los meses de invierno y verano, explicados por el efecto de las precipitaciones y los deshielos, respectivamente. Este comportamiento se mantiene en años normales, húmedos y secos, ingresando constantemente material alóctono desde la cuenca, asociándolo con la turbidez del lago. En tanto, el NT y la clorofila *a* registraron valores ultraoligotróficos, en tanto el PT se presentó dentro del rango oligotrófico (Tabla 35 en ANEXOS). De acuerdo al estudio FIP IT-97-40 (Prado *et al.*, 1999), las concentraciones de NT, PT, y transparencia, alcanzaron valores mesotróficos, identificando mayores valores de NT en primavera-verano, siendo el principal componente del NT el nitrógeno orgánico probablemente alóctono, pues identifica a las formas inorgánicas de nitrógeno con bajas concentraciones.

El tiempo de renovación teórico calculado para este cuerpo de agua fue de ~1 año. Schindler *et al.* (1978) y Canfield & Bachmann (1981), sugieren 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 PT, por tanto menor el porcentaje de sedimentación, lo que estaría asociado a que lagos que presenten un tiempo de renovación reducido reciben mayor aporte de alóctonos, específicamente fósforo particulado y ligado a minerales. Como este fósforo particulado es más susceptible a decantación, lagos con menor tiempo de renovación tendrían la capacidad de descargar este material a través de su efluente. Lagos con tiempo de renovación extremadamente rápidos, pueden tener pérdidas significativas de fitoplancton resultando en una baja biomasa y riqueza de especies.

Durante primavera de 2017 la columna de agua del lago Yelcho presentó una termoclina establecida y buenas condiciones de oxígeno con valores superiores a 10mg/L de OD, similares condiciones térmicas y de oxígeno han sido observadas en etapas previas del estudio (Anexo Figura 4). En

primavera de 2017 se observó también la mayor riqueza de taxa mayor a la reportada en etapas anteriores de este estudio, con 27 taxa con similar proporción de diatomeas y clorófitas.

Las abundancias fitoplanctónicas *Tabellaria* ha sido el género de la diatomea más frecuente en el fitoplancton durante los tres periodos estudiados. Cabe destacar la presencia en abundancias significativa de *Synedra* spp y otras especies de diatomeas bentónicas y meroplanctónicas, las cuales estarían indicando condiciones de mezcla favoreciendo la resuspensión de las microalgas del fondo y nutrientes lo que permite su desarrollo (Reynolds *et al*, 2002). Por otro lado, *Dynobryon divergens* representando a las orófitas ex chrysophyceas se ha registrado en los tres periodos de este estudio con abundancia significativa, lo cual se asocia a aguas oligotróficas, con bajos requerimientos de nutrientes, especialmente de fósforo (Wetzel, 2001; Reynolds *et al*, 2002).

Este lago se emplaza en el área plaga para *D. geminata*, especie que no fue registrada en esta etapa del estudio, sí se encontró previamente (2016) solo en muestras cualitativas. Cabe destacar que en este lago se ha registrado una baja frecuencia de cianobacterias específicamente *Dolichospermum* spp, pero durante el periodo que se presentó esta cianobacteria tuvo una abundancia significativa de un 15% durante primavera de 2016 (Pesse *et al*. 2017). La muestra de fitoplancton tomada en este estudio es integrada de la columna de agua entre 0 y 40 metros, y que esta cianobacteria, de acuerdo a Bonilla *et al*. 2009, ocasiona floraciones semi-acumulativas o acumulativas, tendiendo a acumularse en la superficie o remansos. No habría estado distribuida en toda la columna de agua, por tanto, su concentración habría sido mayor en superficie. Se debe tener en cuenta esto para la potabilización de agua y consumo de animales.

La concentración de clorofila *a* durante primavera de 2017 se mantuvo dentro del rango para lagos ultraoligotróficos $<1\mu\text{gL}^{-1}$, situación que se ha repetido en los tres periodos estudiados, no obstante, la transparencia ha fluctuado entre la oligotrofia y mesotrofia (Pesse *et al* 2017, y 2016b respectivamente).

La componente zooplanctónica presentó una riqueza de taxa similar a la reportada en las etapas anteriores del muestreo, con 5 taxa. La mayor riqueza dentro del estudio se encontró en primavera de 2017 con 6 especies (Pesse *et al.*, 2017). Respecto a la abundancia de zooplancton es muy variable dentro del lago, siendo la estación 100522 y C3, la que presentó la mayor abundancia, de acuerdo a Pesse *et al.* (2016b y 2017) anteriormente las mayores abundancias se habrían presentado en las estaciones 100521 y 100522.

5.13. Lago Riesco

La combinación de altas precipitaciones (2.427mm en estación de la DGA en P. Chacabuco hasta 5.000mm según isoyetas de la DGA), acumulación de nieve en las zonas de mayor cota (el 21% del uso de suelo y cobertura vegetal de la cuenca es nieve), y variación estacional de temperaturas en el área de drenaje en estudio, determinan un comportamiento hidrológico pluvio-nival de la cuenca. Por tanto, cuando se evalúa la contribución de PT desde los usos de suelo y coberturas vegetales, junto a otras actividades o fuentes (como es el caso de la actividad de acuicultura en balsas jaulas), se

obtiene que el uso de suelo es el principal aportante de PT al lago (98,2%), siendo la nieve la mayor contribuyente a este porcentaje.

Los parámetros de trofia evaluados en la III, IV y V etapa del proyecto indicaron que las concentraciones de NT varían entre el estado de ultra a oligotrofia, mientras que el PT y la clorofila *a*, en general, indicaron un estado ultraoligotrófico. Sin embargo, sólo en una estación, en superficie, se registró un alto valor de PT, lo que pudiera estar asociado a la actividad de acuicultura en balsas jaulas. La transparencia ha registrado en todas las etapas de estudio valores considerados mesotróficos, tendientes a la eutrofización. De acuerdo a lo observado en el FIP – IT/97-39, los valores mínimos de transparencia se detectaron durante invierno y verano, asociado por un lado a la alta pluviosidad invernal y por otro, a los procesos de deshielos en verano.

En las etapas previas de nuestro estudio (Anexo Figura 4), registramos que en general la concentración de oxígeno tiende a disminuir en profundidad, sin alcanzar la anoxia. Similar tendencia se registró en el estudio FIP – IT/97-39, más, que en él se pesquizó anoxia (0,24 mg/L) a 120 m de profundidad, lo que se asoció al menor régimen de circulación en dicha profundidad y lugar del lago. En el presente estudio (primavera del 2017) observamos un leve aumento del NT y nitrato en profundidad, lo que pudiera estar asociado a procesos de nitrificación, en donde el oxígeno es utilizado para la transformación de amonio en nitrato. Similar tendencia se registró en la IV etapa de estudio (verano del 2016), pero en mayor grado, lo que estaría relacionado a la estacionalidad de estudio (Tabla 36 en ANEXO).

Este lago se ha caracterizado como un lago monomítico templado, es decir que se mezcla totalmente durante el invierno, y forma una marcada termoclina en verano, formándose tres estratos de agua con diferentes densidades (FIP – IT/97-39). De acuerdo a la estacionalidad monitoreada en el presente proyecto (primavera del 2017), se identificó la formación incipiente de termoclina, congruente con este tipo de lagos.

Al igual que en los registros previos (IV, III, II y FIP – IT/97-39), el grupo dominante del fitoplancton fueron las diatomeas, seguido por las Chlorophyceas. Los valores de abundancia, biomasa y clorofila *a* corresponden a lagos con características oligotróficas. Los máximos de abundancia, biomasa y clorofila *a* son en general entre diciembre y marzo.

En el lago Riesco, durante la primavera de 2017, la concentración de clorofila *a* se mantuvo dentro del rango para lagos ultra – oligotróficos, situación que se ha mantenido en el tiempo para este parámetro (Pesse *et al.*, 2016b y 2017). Por otro lado, la transparencia ha oscilado entre la meso y eutrofia, lo cual podría ser atribuible al efecto de los sedimentos glaciares producto de los deshielos que llegan al lago. La abundancia fitoplanctónica registrada en este periodo fue espacialmente más homogénea a la observada en etapas anteriores, y mayor a lo reportado anteriormente por Pesse *et al.* 2016b y similar a Pesse *et al.* (2017). La riqueza fue de 22 taxa mayor a lo encontrado en las etapas anteriores del estudio donde no se superaron los 19 taxa, destacándose principalmente el aumento en la riqueza de diatomeas, esta riqueza coincide con lo reportado por Campos *et al.* (1999). El principal género registrado fue *Tabellaria*, lo cual concuerda con lo reportado anteriormente por Pesse *et al.* (2010b y 2017). Cabe destacar que se ha reportado *Ceratium*

hirundinella en esta etapa solo en muestras cualitativas. Esta especie fue reportada anteriormente para este lago por Campos *et al.* (1999) quienes la destacaron como una especie posiblemente introducida por actividades de acuicultura. En primavera de 2017, la componente zooplanctónica presentó una mayor abundancia y menor riqueza de taxa encontrada a lo reportado por Pesse *et al.* (2016b y 2017). Al comparar nuestros resultados de riqueza de taxa y abundancia, tanto del fitoplancton como del zooplancton, con el estudio realizado por Campos *et al.* 1999 (FIP IT/97-39), se observó que en nuestro caso la riqueza de taxa y abundancia fue menor. Campos *et al.* 1999 analizaron este cuerpo de agua con una periodicidad mensual, en contraste a la periodicidad anual que presentan todas nuestras etapas de estudio. Aquella notoria diferencia de resultados refuerza la importancia de realizar estos estudios limnológicos con una mayor frecuencia en el tiempo, que nos permitan pesquisar la variabilidad estacional, incorporándose a lo menos dos estaciones del año para su mejor evaluación.

5.14. Lago Sofía

Este somero y pequeño lago, cuenta con una gran cuenca 11,4 veces más grande que la superficie de su cuerpo de agua. En la Patagonia, el clima ha ejercido gran influencia en la formación de los suelos a través de las precipitaciones, temperaturas y el viento, haciendo que el área se considere sensible a la erosión por la pobre estructura de los suelos y la falta de fragmentos gruesos (Valle *et al.*, 2015). De acuerdo a CIREN (2010), en la región de Magallanes y la Antártica Chilena, los suelos erosionados corresponden a un 28,5% del total regional, parte de la cual ha sido afectada durante milenios por procesos de erosión geológica. La presencia de suelos arcillosos, y lluvias intermitentes, altas pendientes, junto con la cobertura vegetal de esta cuenca, genera una escasa infiltración de las aguas provenientes de lluvia, escurriendo y arrastrando los sedimentos hacia el lago. Aquello fue observado durante el monitoreo efectuado en enero del 2017, en donde se tuvo que esperar que las condiciones climáticas mejorasen y así evitar la suspensión del sedimento en la columna de agua, producto del arrastre desde la cuenca. De acuerdo a nuestros cálculos de aporte de PT desde la cuenca, se estimó que el suelo desnudo es el mayor contribuyente, lo cuál también es lógico, dado a que esta cuenca presenta un alto porcentaje de cobertura vegetal “suelo desnudo” (11%). El tiempo de renovación teórico calculado para el año 2017 fue de 5,9 años, lo que se asocia a la escasa precipitación. Para el cálculo de las sumatorias de carga de PT hacia el lago, se incluyó la actividad de acuicultura en balsas jaulas. Si bien, esta actividad cesó a partir del año 2010, se incluyó también como una actividad generadora de PT. Esto, por la razón de que el porcentaje de sedimentación teórico del PT calculado para este lago fue extremadamente alto (79%), lo que sugiere que parte de lo aportado por esta actividad todavía permanezca en el lago, y que pudiere estar biodisponible dependiendo de las dinámicas físicas-químicas-biológicas dentro del cuerpo de agua.

Las variables físico-químicas obtenidas en el presente estudio, indicaron una columna de agua bastante homogénea, tanto para el oxígeno, temperatura y concentraciones de nutrientes. Probablemente, la forzante viento en esta zona, genera un rol importante en la mezcla de la columna de agua, lo que conlleva a una columna bien mezclada durante todas las épocas del año. En tanto,

se observó que las concentraciones de nutrientes (específicamente NT y PT) fueron elevadas, tendientes a la mesotrofia. Esto concuerda con estudios previos realizados en este lago (FIP 99-26), que lo describieron como un lago permanentemente mezclado, con ausencia de nutriclinas, con concentraciones de oxígeno relativamente altas en toda la columna de agua, así como también altas concentraciones de PT y NT (dentro del rango meso-eutrófico) (Tabla 37 en ANEXO). En dicho estudio, se evaluó además la concentración de nutrientes en los afluentes del lago (5 chorrillos y río Rivas), identificando altos aportes de NT y PT desde estos afluentes, especialmente del río Rivas, principal afluente del lago Sofía, que recorre una distancia de aproximadamente 8,3 km, drenando un valle en donde la actividades antrópica de la ganadería prevalece. Los valores en dicho estudio son ~15 veces mayor a lo reportado en nuestro estudio. Conjuntamente, identificaron un comportamiento cíclico en la concentración de PT y NT proveniente de los afluentes, registrándose mayores valores de estos nutrientes en la época de otoño-invierno, lo que refuerza la idea del aporte importante de nutrientes que se genera por escurrimiento desde la cuenca lacustre.

Con respecto a las variables biológicas, el fitoplancton presentó una diversidad de 7 especies, dominando las diatomeas, específicamente *Cyclotella ocellata*. En Pesse *et al* (2017) se encontraron 14 taxa y una mayor abundancia de especies que la reportada actualmente, pero coincide en que la especie dominante ha sido *C. ocellata*, siendo mayor la abundancia de esta especie en verano de 2017. De acuerdo al estudio FIP 99-26, se registró un mayor número de riqueza de especies (19 especies), siendo las más abundante la cianoficea colonial *Merismopedia* sp, especie que no fue registrada por nuestros estudios, lo que se pudiera asociar a diferentes épocas de muestreo. De igual modo, el zooplancton se compuso de 5 especies, siendo la más representativa *Boeckella gracilipes*. La abundancia zoopláctónica en el lago Sofía en primavera de 2017 fue menor ($\leq 6 \text{ indL}^{-1}$) a lo reportado por Pesse *et al.* (2017) en verano de 2017 ($\leq 14 \text{ indL}^{-1}$), así también la riqueza de taxa fue menor en primavera de 2017 (5 taxa) que en verano de 2017 (8 taxa).

Por encontrarse una alta abundancia de zooplancton y producto de que el componente principal del fitoplancton fue la pequeña diatomea *Cyclotella ocellata*, se considera que posee el potencial de aumentar su nivel productivo, ya que se cuenta con una provisión suficiente de nutrientes para suplementar a los productores primarios, y a su vez éstos estarían nutriendo a los productores secundarios.

Según los parámetros de trofia, el lago Sofía registró bajas concentraciones de clorofila *a* (dentro del rango de la ultroligrotrofia), concentraciones altas de nutrientes (tendientes a la mesotrofia), y valores de transparencia considerados eutróficos. Como bien se mencionó anteriormente, el uso de suelo y cobertura vegetal de la cuenca del lago Sofía presenta un alto porcentaje de suelo desnudo. Sumado a ello, el tipo de suelo (principalmente arcilla), la pendiente de la cuenca, además de las lluvias intermitentes, hacen que la cuenca se comporte de forma vulnerable ante la erosión, lo que trae consigo material que se arrastra hacia la cubeta del lago, enturbaciendo la columna de agua, e inhibiendo el paso de luz, factor necesario para el desarrollo del proceso de la fotosíntesis. Por otro lado, la forzante viento genera un rol importante en la mezcla de la columna de agua, lo que conlleva a una columna bien mezclada durante todas las épocas del año.

6. CONCLUSIÓN

De acuerdo a las concentraciones de PT en la columna de agua, tanto los lagos Araucanos como Patagónicos, aún se encuentran en estado oligotrófico. Sin embargo, en algunas de las etapas anteriores de este estudio, se registró una tendencia a la mesotrofia en los lagos Puyehue y Rupanco. En general, estos lagos presentarían teóricamente un margen disponible para recibir PT sin cambiar el estado actual de trofia del cuerpo. Sin embargo, de todos los lagos en estudio, los lagos Araucanos son los que mayor tiempo de renovación presentan, asociado a una mayor actividad antrópica en sus cuencas lacustres. Tal es el caso del lago Llanquihue, cuyo tiempo de renovación teórico calculado es entre 50-85 años y en donde además la cuenca está intervenida por diversas actividades antrópicas. Y es en éste además, en donde ya se observan los primeros indicios de eutrofización asociados a bahías, tales como Puerto Varas y Puerto Rosales. Por otro lado, las mayores producciones de salmónidos en balsas jaulas se asocian a los lagos Llanquihue y Rupanco, siendo esta actividad la principal aportante de PT al cuerpo de agua. Ante ello, se enfatiza en la necesidad de regularizar la emisión de PT por parte de esta actividad.

Los lagos Patagónicos (Yelcho y Riesco) presentan un tiempo de renovación cercano a 1 año, lo que les da un margen más amplio para el ingreso de PT de diversas fuentes y/o actividades, ya que a menor tiempo de renovación del cuerpo de agua, mayor es la pérdida de PT, por tanto menor el porcentaje de sedimentación. Sin embargo, en el caso particular de la cuenca del lago Yelcho, en donde 2/3 de su área se encuentra en territorio argentino, lo que dificulta la identificación y el control de las eventuales fuentes emisoras de PT provenientes de diversas actividades, principalmente de la minería, y en segundo plano de la agricultura. Ésto se debe tener en cuenta para las actuales y futuras actividades antrópicas que se generen a nivel nacional, tanto en la cuenca hidrológica del lago, como en el lago mismo.

En el caso del lago Chapo, a pesar que su cuerpo de agua actúa como un embalse, aún presenta un margen teórico para recibir PT, lo que estaría asociado probablemente a su alta tasa de recambio debido al funcionamiento del desagüe artificial de la Central de Canutillar. Sin embargo, dado a que este cuerpo de agua actúa como un lago artificial, en donde el ser humano utiliza el caudal manejándolo de manera artificial y dependiendo de nuestras necesidades energéticas, lo hace más vulnerable a sufrir deterioro ambiental que pudiera ser prácticamente irreversible.

En general los lagos Chilotos son lagos que se encuentran emplazados en cuencas de gran tamaño en relación al cuerpo de agua, por lo tanto, las alteraciones que en ellas se produzcan, tendrán un efecto mayor en el cuerpo de agua. La mayoría de las cuencas tienen como principal cobertura el bosque nativo, sin embargo, las praderas están dentro de los principales contribuyentes de fósforo.

Las cuencas de los lagos Chilotos presentan menores intervenciones antrópicas, en relación a las cuencas de los lagos Araucanos, pero en la actualidad están sometidas a un creciente cambio en el uso de suelo.

A pesar que la mayoría de las concesiones no se encuentren activas, en el lago Natri un permanece un centro activo y en la cuenca del sistema lacustre Huillinco-Cucao existe en funcionamiento una piscicultura regida bajo el sistema antiguo de la normativa, previo al DS N° 90/2000.

Según el balance de nutrientes, la mayoría de los ingresos de fósforo sedimentan, exceptuando en el lago Popetán y Tepuhueico. Por lo tanto, aunque cesen las contribuciones de una actividad o uso de suelo determinado, es probable que sus contribuciones permanezcan un tiempo considerable en los sedimentos de los sistemas lacustres.

Los lagos Chilotes mostraron una columna de agua típica de lagos monomícticos templados en invierno, a excepción del sistema lacustre Huillinco-Cucao, que presentaron una columna de agua estratificada.

El estado trófico de los lagos Chilotes estuvo asociado mayoritariamente a una condición mixotrófica, reflejando la condición alterada en la que se encuentran estos sistemas lacustres.

Cabe destacar que los lagos Chilotes poseen baja capacidad de resiliencia, debido al tamaño de sus cuencas (área cuenca > área lago), sus características morfológicas (pequeños, someros) y estado actual de sus aguas (aguas coloreadas, mayor clorofila y nutrientes, fitoplancton).

Los sistemas se encuentran en constante cambio, por las dinámicas naturales propias de los sistemas, además de las constantes y crecientes presiones antrópicas a la que se encuentran sometidos estos sistemas. Ante este escenario se requiere un monitoreo continuo y de mayor frecuencia del cuerpo de agua, el que contemple una evaluación a nivel de cuenca hidrográfica, que permita evaluar y/o detectar posibles los cambios de los sistemas lacustres.

El tiempo de renovación teórico para los cuerpos de agua depende del volumen del mismo, así como del ingreso de agua que éste recibe, y esto se relaciona en forma directa con la precipitación en un tiempo dado. Por tanto, en un año seco, menor escorrentías se producirán, aumentando el tiempo de renovación del lago. Tomando como ejemplo el amplio rango de tiempo de renovación teórico que se ha calculado para el lago Llanquihue (entre 50 y 85 años), se debiera tener presente esta variable al momento de cualquier modificación de uso de suelo y cobertura vegetal, sobre todo ante diversos escenarios de cambios globales en el tiempo, con el fin de avanzar hacia un manejo sustentable de los ecosistemas, priorizando la conservación de los servicios ecosistémicos en el tiempo.

Se recomienda reducir y limitar lo más posible las emisiones de RILES, materia orgánica y desagües (materia orgánica y con contenido bacteriológico), en la cuenca lacustre de los lagos Araucanos (Ranco, Puyehue, Rupanco, Llanquihue y, Chapo) y Patagónicos (Yelcho y Riesco). Así mismo, eliminar descargas de contaminantes a los lagos Chilotes (Popetán, Natri, Tarahuín, San Antonio, Tepuhueico, Huillinco y Cucao) y Sofía.

Por último, como sociedad chilena, tenemos la ventaja de poder visualizar y tomar como ejemplo, la problemática a nivel mundial de lagos que se han ido eutrofizando en el tiempo, y en forma exitosa se han podido reoligotrofizar. Ante ello, se refuerza la necesidad de aprender lecciones de lo ocurrido a nivel mundial y comenzar a regular el ingreso de nutrientes por actividades antrópicas, previo a llegar a un punto de difícil retorno. Posterior a ello, se hace más difícil su regulación y restauración.

7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Achurra, M., 1995. La experiencia de un nuevo producto de exportación: los salmones". En Auge exportador chileno lecciones y desafíos futuros. Editores: Patricio Meller y Raúl Eduardo Sáez. CIEPLAN/DOLMES Ediciones.
- Alvarez-Cobelas, M., D.G. Angeler, S. Sánchez-Carrillo. 2008. Export of nitrogen from catchments: A worldwide analysis. *Environmental Pollution*, 156: 261-269.
- Antimán, M., C. Martínez, 2005. Grado de antropización, evaluación y modelación matemática del nivel trófico del lago Budi como base para determinar su comportamiento ambiental. Tesis licenciatura en recursos naturales y ciencias de la ingeniería. Facultad de ciencias de la Universidad Católica de Temuco. 186 pp.
- Araya, J.M., L. Zúñiga, 1985. Manual taxonómico del zooplancton lacustre de Chile. Boletín Informativo Limnológico, Chile 8:1-110.
- Arrow K., B. Bolin, R. Costanza, P. Dasgupta, C. Folke, C.S. Holling, B. Jansson, S. Levin, K. Mäler, C. Perrings, D. Pimentel, 1995. Economic growth, carrying capacity, and the environment. *Ecological Economics* 15: 91 - 95.
- 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.
- Bellinger, G.E., D.C. Sigee. 2010. Freshwater algae: Identification and Use as Bioindicators. John Wiley & Sons, Ltd. pp. 271.
- Beveridge, M., 1986. Piscicultura en jaulas y corrales. Modelos para calcular la capacidad de carga y las repercusiones en el ambiente. FAO documento técnico de pesca. Disponible desde Internet en: <http://www.fao.org/DOCREP/005/AD021S/AD021S00.HTM> (con acceso 11/06/10).
- Bjørndal, T., 2002. The competitiveness of the Chilean salmon aquaculture industry. *Aquacult. Econ. Manage.* 6: 97 – 116.
- Bondelid, T., B. Murray, S. Pattanayak, D. Lawrence, Jui-Chen. Yang, B. McCail, D. Gilling, 2001. Water benefits and co-benefits of greenhouse gas reduction incentives in agriculture and forestry. EPA Contract No. 68-01-001.
- Bottom, D.L., 1997. To till the water: a history of ideas in fisheries conservation. En: Stouder, D.J.; Bisson, P.A.; Naiman, R.J. eds. *Pacific Salmon and Their Ecosystems: Status and Future Options*. Ed. Chapman Hall (New York). p. 569 - 597.

- Boyer, E.W., R.W. Howarth, J. Galloway, F.J. Dentener, P.A. Green, C.A. Vorosmarty, 2006. Riverine nitrogen export from the continents to the coasts. *Global Biogeochemical Cycles* 20 (1): 1 - 91. <http://dx.doi.org/10.1029/2005GB002537>.
- Brett, M.T., M.M. Benjamin. 2008. A review and reassessment of lake phosphorus retention and the nutrient loading concept. *Freshwater Biology*, 53: 194–211.
- Brüggen, J., 1950. *Fundamentos de la geología de Chile*. Instituto Geográfico Militar, 374 p. Santiago.
- Bustos-Gallardo, B., 2013. The ISA crisis in Los Lagos Chile: A failure of neoliberal environmental governance? *Geoforum* 48: 196 – 206.
- Buyukcapar, H.M., A. Alp, 2006. The carrying capacity and suitability of the menzelet reservoir (Kahramanmaraş-Turkey) for trout culture in terms of water quality. *J. Appl. Sci.* 6: 2774 - 2778.
- Byers S., E. Mills, P. Stewart, 1978. A comparison of methods of determining organic carbon in marine sediments, with suggestions for a standard method. *Hidrobiología* 58(1): 43 - 47.
- Campos, H., 1991. *Determinación del impacto ecológico de pisciculturas en sistemas fluviales y lacustres de la IX y X Región*. Subsecretaría de Pesca. 100 pp.
- Campos, H., 1984. *Limnological studies of Araucanian lakes*. Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie, Verhandlungen 22: 1319 - 1327.
- 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 Huillinco*. Fondo de Investigación Pesquera (FIP), FIP-IT/96-54. Universidad Austral de Chile (UACH).
- Campos, H., L. Villalobos, M. Grandjean, A. Huber, O. Parra, C. Oyarzún, E. Jaque, C. Bertrán, A. Bravo, D. Avilés, G. Agüero, A. Ávila, 1999. *Determinación de la capacidad de carga y balance de fósforo y nitrógeno de los lagos Riesco, Los Palos y laguna Escondida en la XI Región*. Fondo de Investigación Pesquera (FIP), FIP-IT/97-39. Universidad Austral de Chile (UACH).
- Cañete, J.I., M. Gorny, A. Kuntsman, O. Dollenz, F. Carrasco, 2001. *Determinación de capacidad de carga del lago Sofía en la XII Región*. Fondo de Investigación Pesquera (FIP), FIP-IT/99-26. Universidad de Magallanes.
- Carpenter, R.S., D. Ludwig, W.A. Brock, 1999. Management of eutrophication for lakes subject to potentially irreversible change. *Ecological Applications* 9: 751 – 771.
- Centro Nacional del Medio Ambiente (CENMA), 2007. *Informe Final. Estudio para la implementación de medidas para el control de la contaminación hídrica: antecedentes de apoyo a la elaboración de la "Norma Secundaria de Calidad Ambiental para la Protección de las aguas del lago Llanquihue"*.

- CONAF-CONAMA-BIRF, 2007. Catastro y evaluación de recursos vegetacionales nativos Chile: Informe nacional con variables ambientales. 99pp, Santiago.
- CONAF-CONAMA-BIRF, 2013. Catastro y evaluación de recursos vegetacionales nativos Chile: Informe nacional con variables ambientales. 99pp, Santiago.
- 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.
- 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.
- D.S.N. 90. Decreto Supremo N° 90 del 30 de mayo del 2000 que "Establece la Norma de Emisión para la Regulación de Contaminantes Asociados a las Descargas de Residuos Líquidos a Aguas Marinas y Continentales Superficiales.
- Demirak, A., B. Ahmet, T. Mehmet, 2006. Environmental impact of the marine aquaculture in Güllük Bay, Turkey. *Environ. Monit. Assess.* 123 (1–3): 1 – 12.
- DeMott, W. 1982. Feeding selectivities and relative ingestion rates of *Daphnia* and *Bosmina*. *Limnol. Oceanogr.*, 27 (3): 518 – 527.
- De Pinto J. Young T., McIlroy. 1986. Great lakes water quality improvement. The strategy of phosphorus discharge control is evaluated. Clarkson University. New York.
- Di Castri, F., 1968. Esquisse écologique du Chili: In: Deboutteville D & C Rapoport (eds) *Biologie de L'Amérique Australe*: 7-52. Editions du Centre National de la Recherche Scientifique, Paris, France.
- Dillon, P.J., F.H. Rigler, 1974. A test of simple budget model predicting the phosphorus concentration in lake water. *J. Fish. Res. Board Can.* 31:1771 - 1778.
- Dillon, A., M. Sweeney, M. Maguire, 1993. A Survey of Usability Engineering within the European IT industry--Current Practice and Needs. In: J. Alty *et al* (Eds.) *People and Computers VII*, Proceedings of HCI 93, Cambridge: Cambridge University Press: 81-94.
- Echeverria, C., D. Coomesa, J. Salasc, J.M. Rey-Benayas, A. Larab, A. Newton. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation*, 130: 481 – 494.
- FAO, 2012. El estado mundial de la pesca y la acuicultura. Departamento de Pesca y Acuicultura de la FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, Roma, Italia. 251 pp.
- Folk, R.L., 1980. Petrology of Sedimentary Rocks; Hemphill Publishing Co., Austin, Texas, U.S.A, 182.

- 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.
- 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.
- Font E., Bonilla S., Brena B. 2016. Cianotoxinas en abrevaderos: peligrosidad y efectos negativos para el ganado. Tesis para optar al grado de Master en Ciencias. Universidad de la República. Uruguay. 80pp.
- Garreaud, R. D. 2018a. Record-breaking climate anomalies lead to severe drought and environmental disruption in western Patagonia in 2016. Climate Research. Vol. 74: 217–229, 2018. <https://doi.org/10.3354/cr01505>.
- Garreaud, R. D. 2018b. A plausible atmospheric trigger for the 2017 coastal El Niño. Int. Journal of Climatology. DOI: 10.1002/joc.5426.
- Geller, W., 1992. The temperature stratification and related characteristics of Chilean lakes in midsummer, 54 (1): 1015-1621.
- 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.
- Guo, L., Z. Li, P. Xie, L. Ni, 2009. Assessment effects of cage culture on nitrogen and phosphorus dynamics in relation to fallowing in a shallow lake in China. Aquaculture International 17: 29 - 241.
- Hecky, RE., P. Kilham, 1988. Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: a review of recent evidence on the effects of enrichment. Limnology and Oceanography 33: 796 - 822.
- 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. Pèrez, 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.
- Horne, A., C. Goldman, 1994. Limnology. McGraw-Hill. 2 nd. 574.
- Howarth. RW., 1988. Nutrient limitation of net primary production in marine ecosystems. Annual Review of Ecology and Systematics 19: 898 - 910.
- Hutchinson, G., 1957. A treatise on limnology. I. Geography, Physics and Chemistry. John Wiley & Sons Inc., New York. 1015 pp.
- IETC (Internacional Environmental Technology Centre), 2001. Planificación y manejo de lagos y embalses: Una visión integral de la eutroficación. PNUMA Serie de publicaciones técnicas N°12.

- International Joint Commission. 1978. Great Lakes Water Quality Agreement. United States and Canada.
- Intendencia Región Aysén, 1979. Caracterización climática. Perspectivas de desarrollo de los recursos de la Región Aysén del General Carlos Ibáñez del Campo. Intendencia Región Aysén – SERPLAC Región Aysén – CORFO – IREN, Inscripción n°50.068.
- 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.
- Kalff, J., 2002. *Limnology: inland water ecosystems*. Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall.
- Kirk, J., 2011. *Light and photosynthesis in aquatic ecosystems* 3rd ed. Cambridge University Press New York, NY, USA.
- 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.
- Lampert, W., U. Sommer, 2007. *Limnology: The ecology of lakes and streams*: Oxford, Oxford University Press, 336 p.
- León-Muñoz, J., C. Echeverría, R. Marcé, W. Riss, B. Sherman, J.L. Iriarte. 2013. The combined impact of land use change and aquaculture on sediment and water quality in oligotrophic Lake Rupanco (North Patagonia, Chile, 40.8°S). *Journal of Environmental Management* 128: 283-291.
- Ley N° 18.892, 1989. Ley general de pesca y acuicultura y sus modificaciones. División Jurídica, Subsecretaría de Pesca, Gobierno de Chile. 189 pp.
- Little, C., A. Lara, J. McPhee, R. Urrutia, 2008. Revealing the impact of forest exotic plantations on water yield in large scale watersheds in South-Central Chile. *Journal of Hydrology* 374: 162-170.
- Little, C., D. Soto, A. Lara, J.G. Cuevas. 2008. Nitrogen exports at multiple-scales in a southern Chilean watershed (Patagonian Lakes district). *Biogeochemistry*, 87:297–309, DOI 10.1007/s10533-008-9185-8.

- Lozano, Z., C. Rivero, C. Bravo, R. Hernández, 2011. Fracciones de la materia orgánica de suelos bajo sistemas de siembra directa y cultivo de cobertura. *Revista Facultad de Agronomía (LUZ)*. 28: 35-56.
- Maine Department of Environmental Protection (MDEP). 2000. Madawaska Lake Total Maximum Daily (Annual) Load: Total Phosphorus: Final Lakes TMDL Report. DEPLW 2000-112.
- Margalef, R., 1983. *Limnología*. Ed Omega. Barcelona. 1010 pp.
- Mäler, K.G., 2000. Development, ecological resources and their management: a study of complex dynamic systems. *European Economic Review* 44: 645 – 655.
- Miller MA, Kudela RM, Mekebri A, Crane D, Oates SC, et al. (2010) Evidence for a Novel Marine Harmful Algal Bloom: Cyanotoxin (Microcystin) Transfer from Land to Sea Otters.
- Mischke, U., S. Thackeray, Michael Dunbar, Claire McDonald, Laurence Carvalho, Caridad de Hoyos, Marko Jarvinen, Christophe Laplace-Tretyure, Giuseppe Morabito, Birger Skjelbred, Anne Lyche Solheim, Bill Brierley and Bernard 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).
- Muñoz, M., 1980. *Flora del Parque Nacional Puyehue*. Editorial Universitaria S.A., Santiago.
- Niemeyer, H., P. Cereceda, 1984. *Geografía de Chile*. Hidrografía. Instituto Geográfico Militar de Chile. Santiago. 320 pp.
- Nürnberg, GK, M. Shaw, 1998. Productivity of clear and humic lakes: nutrients, phytoplankton, bacteria. *Hydrobiologia* 382: 97 - 112.
- Organization for economic co-operation and development (OCDE), 1982. *Eutrophication of waters. Monitoring, Assessment and Control*. 156pp.
- Oyarzún, C.E., C. Aracena, P. Rutherford, R. Godoy, A. Deschrijver, 2007. Effect of land use conversion from native forests to exotic plantations on nitrogen and phosphorus retention in catchments of Southern Chile. *Water, Air and Soil pollution* 179: 341-350.
- 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.
- Oyarzún, C.E., C. Frêne, G. Lacrampe, A. Huber, P. Hervé, 2011. Propiedades hidrológicas del suelo y exportación de sedimentos en dos microcuencas de la Cordillera de la Costa en el sur de Chile con diferente cobertura vegetal. *Bosque* 32(1): 10 -19.
- Oyarzún, C.E., R. Godoy, A. De Schrijver, J. Staelens, N. Lust, 2004. Water chemistry and nutrient budget in an undisturbed evergreen rain forest of southern Chile. *Biogeochemistry* 71: 107-123.

- Oyarzún, C.E., A. Huber. 2003. Nitrogen export from forested and agricultural watersheds of southern Chile. *Gayana Bot.* 60(1): 63-68.
- Padisák, J., 2003. Phytoplankton. In O'Sullivan, P.E. & C.S. Reynolds (eds), *The Lakes Handbook 1. Limnology and Limnetic Ecology*. Blackwell Science Ltd., Oxford: 251 – 308.
- Parada, M.G., 1973. *Pluviometría de Chile. Isoyetas de Valdivia-Puerto Montt*. CORFO Departamento de Recursos Hidráulicos. 73 p.
- Park, R.E., E.W. Burgess, 1921. *Introduction to the science of sociology*. Chicago, Illinois: University of Chicago Press.
- 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 págs.
- 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 págs.
- 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 págs.
- Perakis, S.S., L. O. Hedin. 2002. Nitrogen loss from unpolluted South American forests mainly via dissolved organic compounds. *Nature*, 14: 416 -419.
- Pérez, C.A., L.O. Hedin, J.J. Armesto. 1998. Nitrogen mineralization in two unpolluted old-growth forests of contrasting biodiversity and dynamics. *Ecosystems*, 1: 361–373.
- Pesse, N & I. Vila. 2011. Evaluación de las variables limnológicas del lago Llanquihue y la respuesta de la producción fitoplanctónica. VIII Congreso de la Sociedad Chilena de Limnología. P.33
- 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).

- Poor, C.J., J.J. McDonnell. 2007. The effects of land use on stream nitrate dynamics. *Journal of Hydrology*, 332: 54– 68.
- 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.
- Prairie, Y.T., 1989. Statistical models for the estimation of net phosphorus sedimentation in lakes. *Aquatic Sciences*, 51, 192–210.
- Pulatsü 2003. The application of a Phosphorus Budget model estimating the carrying capacity of Kesikköprü Dam Lake. *Turk. J. Vet. Anim. Sci* 27 (2003) 1127-1130.
- Pullin, R.S.V., R. Froese, D. Pauly. 2007. Indicators for the sustainability of aquaculture. In: T.M. Bert (ed.), *Ecological and genetic implications of aquaculture activities*. Springer, pag. 53-72.
- Rabalais, N.N., R.E. Turner, R.J. Diaz, D. Justic, 2009. Global change and eutrophication of coastal waters. *ICES Journal of Marine Science* 66: 1528 - 1537.
- Reckhow, K.H., M.N. Beaulac, J.T. Simpson, 1980. *Modeling Phosphorus Loading and Lake Response under Uncertainty: A Manual and Compilation of Export Coefficients*, East Lansing, Michigan, Michigan State University.
- Reynolds, C.S., V. Huszar, C. Kruk, L. Naselli-Flores, S. Melo. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 24 (5): 417-428.
- Reynolds, C. 2006. *Ecology of phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge. 551 pp.
- Riascos, J., D. Díaz, L. Beltrán, F. Gutiérrez, 2012. Modelo dinámico para estimar la capacidad de carga de cuerpos de agua con piscicultura. *Rev. U.D.C.A Act. & Div. Cient.* 15(1): 135 – 145.
- Rivera, P., 1970. Diatomeas de los lagos Ranco, Laja y Laguna Chica de San Pedro (Chile).
- Rivera, P., O. Parra, M. González, 1973. Fitoplancton del Estero Lenga Chile. *Gayana Bot.* 23: 1-93.
- Rivera, P., 1974. Diatomeas de agua dulce de Concepción y alrededores (Chile). *Gayana Botánica* 28.
- Rivera, P., O. Parra, M. González, V. Dellarossa, M. Orellana, 1982. Manual taxonómico del fitoplancton de aguas continentales. IV *Bacillariophyceae*. Universidad de Concepción. Ed pp 97.
- Rojas-Carrillo, P.M., A. Aguilar-Ibarra, 2012. Estimación de la capacidad de carga en el cultivo de peces en jaulas en el Lago de Pátzcuaro, México. *Ciencia Pesquera* 20(2): 23 - 34.

- Ryding, S., W. Rast (eds), 1993. El control de la eutroficación en los lagos y pantanos. Publicación UNESCO, Ediciones Pirámide, Madrid. 375 pp.
- SalmonChile, 2014a. Exportaciones por especie (2003-2013). Exportaciones Chilenas de salmón y trucha. 1 pp. Visitado el: 20 de marzo de 2014. Disponible en: <http://www.salmonchile.cl/exportaciones.php>.
- SalmonChile, 2014b. Evolución de exportaciones (2003-2013). Exportaciones Chilenas de salmón y trucha. 1 pp. Visitado el: 20 de marzo de 2014. Disponible en: <http://www.salmonchile.cl/exportaciones.php>.
- Smith, V., G. Tilman, J. Nekola, 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution* 100(1): 179 - 196.
- Smith, V.H., 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems: a global problem. *Environmental Science Pollution* 10: 126 - 139.
- Soil Conservation Service (SCS), 1972. SCS National Engineering Handbook, Section 4. Hydrology, Soil Conservation Service. US Department of Agriculture, Washington, DC.
- Sommer, U., 1986. The periodicity of phytoplankton in Lake Constance (Bodensee) in comparison to other deep lakes of central Europe. *Hydrobiologia* 138: 1 - 7.
- 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* v.75 n°2.
- Standard Methods (2005). Standard Methods for the examination of water and wastewater. Revision to NSF/ANSI 41-2005.
- Stickney, R.R., 2003. How did we get into this mess? Junk science vs. real science. *World Aquaculture*. 34:71.
- Strickland, J.D.H, T.R. Parson, 1972. A practical handbook of seawater analysis. Fisheries research board of Canada. Bull. 167, 2nd ed. 310 pp.
- Subiabre, A., C. Rojas, 1994. Geografía física de la región de Los Lagos. Ediciones Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile. 118 p.
- Tacon, A.G.J., M. Metian, 2009. Fishing for feed or fishing for food: increasing global competition for small pelagic forage fish. *Ambio* 38: 294 - 302.
- Tilman, D., S. Kilham, P. Kilham, 1982. Phytoplankton Community Ecology: The role of limiting nutrients. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13: 349 - 372.
- Uhlmann D., L. Paul, M. Hupfer, R. Fischer, 2011. 2.08 - Lakes and Reservoirs, In *Treatise on Water Science*, edited by Peter Wilderer, Elsevier, Oxford, Pages 157-213, ISBN 9780444453195, <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-53199-5.00034-8>.

- USEPA, 2002. Polluted Runoff (Nonpoint Source Pollution). National Management Measures to Control Nonpoint Source Pollution from Agriculture 314pp. <http://www.epa.gov/owow/nps/agmm>.
- Villalobos, L. 2006. Estado de conocimiento de los crustáceos zooplanctónicos dulceacuícolas de Chile. *Gayana* 70 (1):31-39.
- Villalobos, L., O. Parra, M. Grandjean, E. Jaque, S. Woelfl, H. Campos, 2003. A study of the river basins and limnology of five humic lakes on Chiloé Island. *Revista Chilena de Historia Natural* 76: 563-590.
- Villalobos, L., S. Woelfl, O. Parra, H. Campos. 2003. Lake Chapo: a baseline study of a deep, oligotrophic North Patagonian lake prior to its use for hydroelectricity generation: II. Biological properties. *Hydrobiologia* 510: 225–237.
- Vollenweider, R.A., 1968. The scientific basis of lake and stream eutrophication with particular reference to phosphorus and nitrogen as eutrophication factors. Technical Report to OECD, Paris, DAS/CSI 68. 27: 1 - 182.
- Vollenweider, R.A., 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia*, 33, 53–83.
- Vollenweider, R.A., 1989. Global problems of eutrophication and its control. In: Salanki, J. & Herodek, S. (eds), *Conservation and Management of Lakes*. Akademiai Kiado, Budapest, 19 – 41.
- Wallace, R.L., T.W. Snell, 2001. Rotifera. Pages 195-254 in J. H. Thorp and A. P. Covich, editors. *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates*. Academic Press, San Diego.
- 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.
- Wentworth, C., 1922. A Scale of Grade and Class Terms for Clastic Sediments. *The Journal of Geology*, Vol. 30, No. 5 (Jul. - Aug., 1922), pp. 377-392.
- Wetzel, R., 2001. *Limnology. Lakes and river ecosystem*. ACADEMIC PRESS. New York. 1006 pp.
- Wicki, G.A., L. Luchini, 2002. Evaluación del potencial para acuicultura en la región del Comahue. (Provincias de Neuquén y Río Negro). *Información Básica*. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos (SAGPyA). República de Argentina. 52p.
- 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.

Woelfl, S.; L. Villalobos, O. Parra. 2003. Parámetros tróficos y validación de métodos en el Lago Riñihue (Patagonia norte: Chile) durante 1978-1997. *Rev. chil. hist. nat.*, vol.76 (3): 459-474.

Woelfl, S., L. Villalobos, O. Parra, W. Steffen, H. Campos. 2003. Lake Chapo: a baseline study of a deep, oligotrophic North Patagonian lake prior to its use for hydroelectricity generation: I. Physical and chemical properties. *Hydrobiologia* 510: 217–224.

World Wildlife Fund (WWF), 2010. Modelos para la evaluación de la capacidad de carga de Fiordos aplicables a ecosistemas del sur de Chile.

Zhong-gen, W., L. Yu-zhou, Z. Ming-hua, X. Jun, 2014. Quantitative Evaluation of Sustainable Development and Eco-Environmental Carrying Capacity in Water-Deficient Regions: A Case Study in the Haihe River Basin, China *Journal of Integrative Agriculture* 13: 195 - 206.

Zohary, T., J. Padizák, L. Naselli-Flores, 2010. Phytoplankton in the physical environment: beyond nutrients, at the end, there is some light. *Hydrobiologia* 639: 261 - 269.

Regulación

Ley 19.300 http://www.conaf.cl/wp-content/files_mf/1370463346Ley19300.pdf

Ley no. 18.695 <https://www.leychile.cl/Navegar?idNorma=251693&r=1#DENUNCIA0>

Ley 20600 <https://www.leychile.cl/Navegar?idNorma=1041361biente>

Ley GBMA http://www.subpesca.cl/portal/615/articles-4640_documento.pdf

ANEXO: TABLAS

Tabla 1. Fechas de muestreo de lagos Araucanos, Chilotes y Patagónicos.

Lagos		Columna de agua	Sedimento
Araucanos	Ranco	13 a 15 de noviembre 2017	16 a 17 noviembre 2017
	Puyehue	11 a 13 de septiembre 2017	14 septiembre 2017
	Rupanco	17 julio a 30 de agosto 2017	31 agosto 2017
	Llanquihue	19 junio a 6 julio 2017	7 julio 2017
	Chapo	3 a 11 de mayo 2017	12 mayo 2017
Chilotes	Popetán	3 de agosto 2017	1 julio 2017
	Cucao	30 junio a 1 julio 2017	1 a 2 julio 2017
	Huillinco	29 a 30 de junio 2017	1 julio 2017
	Tarahuín	8 de julio 2017	8 julio 2017
	Natri	6 a 7 de julio 2017	7 julio 2017
	Tepuhueico	19 de julio 2017	19 julio 2017
	San Antonio	20 de julio 2017	20 julio 2017
Patagónicos	Yelcho	8 al 12 de diciembre 2017	12 a 13 diciembre 2017
	Riesco	24 al 25 de noviembre 2017	26 a 27 noviembre 2017
	Sofía	7 de noviembre 2017	6 a 7 noviembre 2017

Tabla 2. Estaciones de muestreo de columna de agua para los lagos Araucanos en estudio (Ranco, Puyehue, Rupanco, Llanquihue y Chapo).

Lago	Centro	Coordenadas		Profundidades (m)
Ranco	100972 (E1)	40°17'16,5" S	72°18'29,6" O	0-10-20-30-40-50
	101955 (E2)	40°17'43,7" S	72°15'32,2" O	0-10-20-30-40-50
	E3	40°07'49,1" S	72°20'37,8" O	0-10-20-30-40
	Control 1	40°11'25,0" S	72°20'41,1" O	0-10-20-30-40-50-80-100-120-160-180
	Control 2	40°15'42,5" S	72°29'14,6" O	0-10-20-30-40-50-80-100
Puyehue	100205 (E1)	40°38'56,8" S	72°20'18,3" O	0-10-20-30-40-50
	100578 (E2)	40°37'59,9" S	72°23'32,5" O	0-10-20-30-40-50
	E3	40°39'43,8" S	72°35'19,1" O	0-10-20
	Control 1	40°39'27,0" S	72°23'31,0" O	0-10-20-30-40-50-80-100-120
	Control 2	40°39'37,8" S	72°32'46,3" O	0-10-20-30-40-50-80
Rupanco	101707	40°47'37,5" S	72°39'34,1" O	0-10-20-70-100-140
	100081	40°46'02,6" S	72°37'35,3" O	0-10-20-40
	100389	40°47'09,0" S	72°28'15,6" O	0-10-20
	100522	40°53'51,8" S	72°19'14,1" O	0-10-20-50-100
	100625	40°51'10,1" S	72°30'04,7" O	0-10-20-30-60
	101851	40°51'53,3" S	72°27'57,3" O	0-10-20-50-100
	101862	40°52'45,7" S	72°26'54,0" O	0-10-20-30-60
	Control 1	40°51'57,4" S	72°29'22,9" O	0-10-20-30-40-50-80-100
	Control 2	40°49'34,7" S	72°31'19,0" O	0-10-20-30-40-50-80-100-120-160-200-260
Llanquihue	100510	41°12'08,5" S	72°59'52,3" O	0-10-30-60
	100332	41°11'50,6" S	73°00'44,0" O	0-10-30-50
	100628	41°01'22,4" S	72°41'43,7" O	0-10-20-30
	100370	41°08'47,3" S	72°36'16,2" O	0-10-20-50
	100204	41°01'16,7" S	72°54'33,1" O	0-10-30-60
	100390	41°11'37,4" S	72°33'31,7" O	0-10-30-70
	100627	41°00'42,2" S	72°44'11,7" O	0-10-20
	100100	41°12'44,7" S	73°01'28,7" O	0-10-20-40
	101866	41°12'56,9" S	73°01'09,2" O	0-10-20-40
	100507	41°06'07,6" S	72°58'18,4" O	0-10-20-50
	100545	40°58'02,8" S	72°51'56,4" O	0-10-20
	100070	41°17'17,1" S	72°52'09,5" O	0-5-10
	C1	41°10'55,4" S	72°41'09,6" O	0-10-20-30-40-50-80-120-160-200-250-300
	C2	41°15'24,8" S	72°54'25,9" O	0-10-20-30-40-50-80-120-160-200-250
Chapo	100394	41°26'13,7" S	72°34'30,5" O	0-10-20
	101291	41°26'24,0" S	72°33'59,0" O	0-20-40-80
	100678	41°30'13,7" S	72°25'25,0" O	0-10-20-40-80-120-190

Continuación Tabla 2. Estaciones de muestreo de columna de agua para los lagos Araucanos en estudio (Ranco, Puyehue, Rupanco, Llanquihue y Chapo).

Lago	Centro	Coordenadas		Profundidades (m)
Chapo	101051	41°28'43,0" S	72°27'21,7" O	0-10-20-40-80-120-220

	101332	41°24'59,3" S	72°32'14,5" O	0-10-20-40-80
	101278	41°30'20,4" S	72°28'04,3" O	0-10-20-37
	Control 1	41°25'56,2" S	72°30'48,4" O	0-10-20-30-40-50-80-120-160-200-250
	Control 2	41°29'47,1" S	72°26'59,3" O	0-10-20-30-40-50-120-160-200-250

Tabla 3. Estaciones de muestreo de columna de agua en lagos Chilotos (Popetán, Cucao, Huillinco, Tarahuín, Natri, Tepuhueico y San Antonio).

Lago	Centro	Coordenadas		Profundidades (m)
Popetán	E1	42°12'16,8" S	73°28'00,3" O	0-5-10-15
	E2	42°12'28,1" S	73°27'42,8" O	0-5-10-15
Cucao	100618 (E1)	42°39'45,1" S	74°01'24,6" O	0-5-10-15
	E 2	42°39'09,4" S	74°01'57,3" O	0-5-10
	E 3	42°37'23,0" S	74°05'53,4" O	0-5
	Control 1	42°38'44,1" S	74°02'30,4" O	0-5-10-15-20
	Control 2	42°38'37,6" S	74°03'58,0" O	0-5-10-15-20
Huillinco	100520	42°39'30,0" S	73°58'09,7" O	0-5-10-15-20-30-40
	100616	42°39'30,2" S	73°55'28,2" O	0-5
	100617	42°40'05,2" S	73°59'15,2" O	0-5-10-15-20-26
	100968	42°40'46,6" S	73°55'29,6" O	0-5
	101212	42°40'38,0" S	73°56'21,6" O	0-5-10-15-20
	E 18	42°39'36,3" S	73°57'14,9" O	0-5-10-15-20-30-40
	Control 1	42°40'11,4" S	73°56'42,1" O	0-5-10-15-20-30-40-45
Tarahuín	100521	42°42'30,9" S	73°43'46,7" O	0-5-10-15
	100436	42°43'10,3" S	73°46'10,2" O	0-5-10
	Control 1	42°43'02,8" S	73°43'50,8" O	0-5-10-15-20-25
Natri	100437	42°47'32,0" S	73°51'00,7" O	0-5-10-15-20-30
	100427	42°48'26,5" S	73°46'54,1" O	0-5-10-15-20-25
	100600	42°48'09,1" S	73°47'43,7" O	0-5-10-15-20-27
	Control 1	42°47'37,9" S	73°48'39,5" O	0-5-10-15-20-30-40-50-55
Tepuhueico	E1	42°47'12,7" S	73°57'59,6" O	0-5-10-15-20
	E2	42°48'07,6" S	73°57'03,8" O	0-5-10-14
San Antonio	E1	42°57'48,0" S	73°44'25,5" O	0-5-10
	E2	42°57'26,2" S	73°43'55,1" O	0-5-10

Tabla 4. Estaciones de muestreo de columna de agua en lagos Patagónicos (Yelcho, Riesco y Sofía).

Lago	Centro	Coordenadas		Profundidades (m)
Yelcho	101521	43°11'59,7" S	72°26'56,3" O	0-10-20-30
	101522	43°16'23,1" S	72°20'31,4" O	0-10-20-30-40
	Control 1	43°21'34,5" S	72°13'03,2" O	0-10-20-30-40-50-80-100-120-150-180-200-220
	Control 2	43°19'24,4" S	72°15'48,5" O	0-10-20-30-40-50-80-100-120-150-180-200-220
	Control 3	43°16'57,6" S	72°17'27,3" O	0-10-20-30-40-50-80-100-120-150-180-200-220
Riesco	110038	45°29'22,4" S	72°42'08,4" O	0-10-20-30-40-50
	110037	45°30'06,1" S	72°42'27,3" O	0-10-20-30-40-50
	110048	45°31'41,9" S	72°43'52,6" O	0-10-20-30-40-50-80-100
	Control 1	45°32'26,7" S	72°44'20,2" O	0-10-20-30-40-50-80-100
Sofía	E1	51°31'47,7" S	72°37'20,7" O	0-5-10-15
	E2	51°31'43,7" S	72°39'25,8" O	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		Profundidad (m)
Ranco	101955 (E2)	1	40°17'38,3"	72°15'35,5"	40,9
		2	40°17'35,7"	72°15'27,2"	27
		3	40°17'47,1"	72°15'21,0"	75
	E3	1	40°07'48,0"	72°19'56,6"	23
		2	40°08'04,6"	72°19'26,2"	3,5
		3	40°07'38,6"	72°20'32,4"	42
Puyehue	E2	1	40°37'44,3"	72°23'57,0"	7
		2	40°38'06,9"	72°22'43,9"	10
		3	40°38'01,6"	72°24'00,3"	10
	E1	1	40°39'00,0"	72°19'56,9"	10
		2	40°39'31,9"	72°20'20,9"	10
		3	40°39'49,9"	72°20'26,8"	10
Rupanco	101862	1	40°52'37,0"	72°27'21,7"	27,6
		2	40°52'39,1"	72°26'35,2"	47
		3	40°52'55,7"	72°27'20,8"	48
	100389	1	40°42'29,0"	72°28'31,0"	22
		2	40°47'18,0"	72°28'20,0"	17
		3	40°47'13,0"	72°27'84,0"	14
Llanquihue	100100	1	41°12'38,4"	73°01'22,4"	4,2
		2	41°12'39,5"	73°01'32,2"	7,7
		3	41°12'38,6"	73°01'17,7"	4,2
	100070	1	41°17'00,2"	72°52'11,3"	10
		2	41°17'02,5"	73°51'58,3"	12
		3	41°16'46,5"	72°52'12,2"	7,5
Chapo	101291	1	41°26'30,3"	72°33'35,3"	11,3
		2	41°26'30,3"	72°34'34,4"	15
	100394	1	41°26'23,0"	72°34'22,7"	7
		2	41°26'13,4"	72°34'30,4"	20
		3	41°26'15,7"	72°34'28,7"	3

Tabla 6. Estaciones de muestreo de sedimento en lagos Chilotes (Popetán, Huillinco, Cucao, Tarahuín, Natri, Tepuhueico y San Antonio).

Lago	Estación		Coordenadas		Profundidad (m)
Popetán	E1	1	42°12'10,5"	73°28'46,0"	9,8
		2	42°12'02,2"	73°28'31,8"	14
		3	42°12'16,2"	73°28'31,4"	16
	E2	1	42°12'22,4"	73°28'04,9"	18,1
		2	42°12'14,1"	73°27'51,5"	18,7
		3	42°12'33,8"	73°27'26,6"	11,3
Huillinco	100617	1	42°40'00,2"	73°58'42,3"	32,9
		2	42°40'06,5"	73°59'03,4"	35,9
		3	42°39'59,5"	73°59'34,7"	22,4
	100520	1	42°39'21,4"	73°58'11,1"	20,4
		2	42°39'20,9"	73°58'14,8"	19
		3	42°39'24,1"	73°57'40,5"	25,7
Cucao	E 3	1	42°37'23,1"	74°05'58,3"	7,2
		2	42°37'49,0"	74°05'22,4"	13,8
		3	42°38'22,8"	74°04'34,6"	18,5
	100618 (E1)	1	42°39'44,6"	74°01'29,2"	17,8
		2	42°39'44,7"	74°01'17,4"	12,3
		3	42°39'45,0"	74°01'29,9"	17,2
Natri	100437	1	42°47'30,7"	73°51'15,0"	26,2
		2	42°47'26,5"	73°50'56,9"	25,4
		3	42°47'44,7"	73°51'13,4"	23,3
	100427	1	42°48'28,9"	73°46'53,9"	19,3
		2	42°48'32,9"	73°46'56,8"	16,2
		3	42°48'35,0"	73°46'52,5"	18,1
Tarahuín	100521	1	42°42'33,1"	73°44'17,7"	15,5
		2	42°42'40,1"	73°44'30,4"	18,1
		3	42°42'48,3"	73°44'35,5"	19,5
	100436	1	42°43'16,1"	73°46'16,8"	15,6
		2	42°43'04,4"	73°46'17,5"	14,4
		3	42°43'01,8"	73°46'31,7"	12,9
Tepuhueico	E 1	1	42°46'21,4"	73°57'22,0"	10,8
		2	42°47'03,4"	73°58'40,3"	13,1
		3	42°47'20,7"	73°57'48,2"	21
	E 2	1	42°48'04,1"	73°57'02,5"	16,7
		2	42°47'58,1"	73°56'30,0"	22,3
		3	42°48'35,3"	73°56'12,2"	15,3
San Antonio	E 2	1	42°57'24,3"	73°43'54,4"	11,2
		2	42°57'28,1"	73°43'10,7"	7,1
		3	42°57'12,0"	73°43'24,5"	7,7
	E 1	1	42°57'56,2"	73°44'28,1"	11,7
		2	42°58'01,8"	73°44'40,0"	9,7
		3	42°57'53,5"	73°45'02,9"	9

Tabla 7. Estaciones de muestreo sedimento en lagos Patagónicos (Yelcho, Riesco y Sofia).

Lago	Estación		Coordenadas		Profundidad (m)
Yelcho	101521	1	43°12'02,0"	72°27'14,0"	9,2
		2	43°11'57,7"	72°27'08,8"	28
		3	43°11'53,2"	72°26'40,1"	19
	101522	1	43°16'31,8"	72°20'28,0"	7
		2	43°16'33,1"	72°20'16,7"	11
		3	43°16'30,6"	72°20'02,3"	15
Riesco	110048	1	45°31'40,3"	72°44'11,8"	38
		2	45°31'52,8"	72°44'11,8"	50
		3	45°31'33,1"	72°44'03,0"	35
	110038	1	45°29'58,0"	72°42'28,4"	26,5
		2	45°29'53,0"	72°42'11,0"	40
		3	45°29'49,9"	72°42'05,0"	38
Sofia	E2 (C1)	1	51°31'44,1"	72°39'28,2"	35,4
		2	51°31'50,2"	72°40'35,8"	10,7
		3	51°31'39,4"	72°40'12,0"	16,7
	E1	1	51°31'44,5"	72°37'18,7"	27
		2	51°31'48,8"	72°37'31,6"	25,2
		3	51°31'47,4"	72°37'36,6"	27,2

Tabla 8. Actual marco normativo y regulatorio aplicado a los sistemas lacustres

Nombre y número	Título	Año	Objetivo	Organismo emisor	Manejo asociado a
Ley N°19.300/1994	Ley General de Bases del Medio Ambiente	1994	Protección del medio ambiente; conservación de los recursos naturales; Regula el contexto en que deben desarrollarse las actividades productivas para uso sustentable de los recursos naturales.	Ministerio Secretaría General de la Presidencia	SMA
D.S N°95/2001	Modifica reglamento del sistema de evaluación de impacto ambiental	2001	Modifica el artículo 2 de reglamento SEIA. En lo que respecta a sistemas de agua dulce y glaciares, para mejorar la protección ambiental.	Ministerio Secretaría General de la Presidencia	SEA
De la ley No. 18.695,	Ley Orgánica Constitucional de Municipalidades	2006	Los bienes municipales o nacionales de uso público, incluido su subsuelo, que administre la municipalidad, podrán ser objeto de concesiones y permisos. Los indicadores más relevantes que den cuenta de la gestión en los servicios de educación y salud, del grado de cumplimiento de las metas sanitarias y de salud a nivel comunal.	Ministerio del interior; subsecretaría de desarrollo regional y administrativo	Municipios respectivos al cuerpo de agua.
Ley N°20.173	Modifica la ley 19.300	2007	Crea el cargo de Presidente de la Comisión Nacional del Medio Ambiente y le confiere rango de Ministro de Estado. Sin perjuicio de lo establecido en el inciso segundo del artículo 5° de la ley No. 18.695, Orgánica Constitucional de Municipalidades, y en otras normas legales. Las municipalidades recibirán las denuncias que formulen los ciudadanos por incumplimiento de normas ambientales y las pondrán en conocimiento del organismo fiscalizador competente para que éste les dé curso.	Ministerio Secretaría General de la Presidencia	Comisión Nacional de Medio Ambiente (CONAMA), Comisión Regional de Medio ambiente (COREMA).
Ley N°20.417	Modifica la 19.300	2010	Rediseñó la institucionalidad ambiental: creó el Ministerio de Medio Ambiente, que tiene a cargo el diseño e implementación de políticas, planes y programas en materia ambiental; Evaluación de Impacto Ambiental; y la Superintendencia del Medio Ambiente, con funciones de fiscalización y sanción. El Consejo de Ministros para la Sustentabilidad, como órgano de deliberación pública; el Servicio de Evaluación Ambiental, a cargo del Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental; y la Superintendencia del Medio Ambiente, con funciones de fiscalización y sanción.	Ministerio de Medio Ambiente (MMA)	Superintendencia de Medio Ambiente

Continuación Tabla 8. Actual marco normativo y regulatorio aplicado a los sistemas lacustres

Nombre y número	Título	Año	Objetivo	Organismo emisor	Manejo asociado a
D.S. N°40/2012	Reglamento del Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental	2012	El titular deberá presentar un EIA si su proyecto o actividad genera o presenta riesgo para la salud de la población debido a la cantidad y calidad de efluentes, emisiones o residuos. O si su proyecto o actividad genera o presenta efectos adversos significativos sobre la cantidad y calidad de los recursos naturales renovables, incluidos el suelo, agua y aire. O si su proyecto o actividad genera o presenta re-asentamiento de comunidades humanas, o alteración significativa de los sistemas de vida y costumbres de grupos humanos.	Ministerio de Medio Ambiente (MMA)	SMA Sistema de Evaluación Ambiental (SEA)
Decreto N°53	Establece normas secundarias de calidad ambiental para la protección de las aguas continentales superficiales de la cuenca del río Maipo	2014	En este contexto, corresponde dictar normas secundarias de calidad ambiental para la Protección de las aguas continentales superficiales de la cuenca del río Maipo, de manera de mantener o mejorar la calidad de las aguas de la cuenca, y así conservar o preservar los ecosistemas hídricos y sus servicios ecosistémicos	Ministerio de Medio Ambiente (MMA)	LGBMA, Código de Aguas, SAG
Decreto N°19	Establece normas secundarias de calidad ambiental para la protección de las aguas continentales superficiales del lago Villarrica	2013	Proteger la calidad de las aguas del lago, de modo de prevenir un aumento acelerado de su estado trófico, provocado por la actividad antrópica dentro de su cuenca hidrográfica	Ministerio de Medio Ambiente (MMA)	LGBMA, Código de aguas, Ministerio de Defensa nacional, Ministerio de hacienda,
Decreto N°122	Establece normas secundarias de calidad ambiental para la protección de las aguas del lago Llanquihue	2010	Mantener el lago Llanquihue Oligotrófico. Ya que su cuenca ofrece variados servicios ecosistémicos.	Ministerio Secretaría General de la Presidencia	SMA DGA
Ley 20.600	Crea los tribunales ambientales	2012	Tribunales Ambientales como organismo al cual están supeditadas las facultades de fiscalización y sanción de la Superintendencia del Medio Ambiente. También resolverá disputas en torno a conflictos ambientales.	MMA Mingepres	SMA DGA
Decreto N°75	Establece normas secundarias de calidad ambiental para la protección de las aguas continentales superficiales de la cuenca del río serrano	2010	Proteger y mantener cuerpos o cursos de agua de calidad excepcional en la Cuenca del río Serrano que asegure sus cualidades como sitio de valor ambiental, escénico y turístico, de manera de salvaguardar el aprovechamiento del recurso hídrico, las comunidades acuáticas y los ecosistemas, maximizando los beneficios ambientales, sociales y económicos.	Ministerio de Medio Ambiente (MMA)	Constitución, LGBMA, Código de aguas, SAG, Mingepres.
Decreto N°14	Aprueba reglamento para la determinación del caudal ecológico mínimo	2013	Reglamento que indica cómo se debe determinar el caudal ecológico mínimo para los nuevos derechos de aprovechamiento de aguas que se constituyan en cada fuente superficial.	Ministerio de Medio Ambiente (MMA)	Código de Aguas

Continuación Tabla 8. Actual marco normativo y regulatorio aplicado a los sistemas lacustres

Nombre y numero	Título	Año	Objetivo	Organismo emisor	Organismo fiscalizador
Ley N° 18.892	Ley General de Pesca y Acuicultura (LGPA)	1989	Elaborar normativa específica en el ámbito ambiental, sanitario y administrativo de la acuicultura, y no seguir rigiéndose por el reglamento de concesiones pesqueras de la época.	Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción	SERNAPESCA
Ley N°19079	Modificaciones a LGPA	1991	Incorpora la responsabilidad de la SUBPESCA en la determinación de AAA (con estudios técnicos). La Subsecretaría se encargará de reglamentar las medidas de protección del medio ambiente.	Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción	SERNAPESCA
D.S N°320	Reglamento Ambiental para la Acuicultura	2001	Exige condiciones generales a los centros de cultivo. Los categoriza de acuerdo a Sistemas productivos (intensivos y extensivos) y establece distancia entre ellos. Fija condiciones aeróbicas obligatorias en área de sedimentación de cada centro de cultivo.	Republica de Chile Ministerio de Economía Fomento y reconstrucción	SERNAPESCA
D.S.N°319	Aprueba reglamento de medidas. De protección, control y Erradicación de enfermedades de Alto riesgo para las especies Hidrobiológicas. Deroga D.S. N° 162, De 1985, del ministerio de Economía, fomento y Reconstrucción.	2001	El presente reglamento establece las medidas de protección y control para evitar la introducción de enfermedades de alto riesgo que afectan a las especies hidrobiológicas, sea que provengan de la actividad de cultivo con cualquier finalidad o en su estado silvestre, aislar su presencia en caso de que éstas ocurran, evitar su propagación y propender a su erradicación.	Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción	SUBPESCA SERNAPESCA
Res. Acompañante. RAMA Ex. N°404/2003 y sus modificaciones Res. 3411/06 y Res. N°3.612/2009	CPS & INFA	2003	Res. Acompañante fija instrumentos de evaluación ambiental - Instrumentos de Análisis CPS e INFAs. CPS: Caracterización preliminar de Sitio. Se realiza previo a la puesta en marcha de los centros de cultivo y las exigencias se establecen categorías para solicitudes o centros de cultivo en operación de concesiones o autorizaciones de acuicultura, de acuerdo a (profundidad, sistema de producción, tipo de sustrato y nivel de producción). INFA: Informe ambiental de acuicultura, con los que se evalúa el lugar donde se localiza y opera un centro de cultivo.	Republica de Chile Ministerio de Economía Fomento y reconstrucción	SERNAPESCA

Continuación Tabla 8. Actual marco normativo y regulatorio aplicado a los sistemas lacustres

Nombre y número	Título	Año	Objetivo	Organismo emisor	Organismo fiscalizador
D.S.N°345	Reglamento de Plagas Hidrobiológicas (REPLA) Actualizado por DS N°239/2010)	2005	El presente reglamento tiene por objeto establecer las medidas de protección y control para evitar la introducción de especies que constituyan plagas hidrobiológicas, aislar su presencia, evitar su propagación y propender a su erradicación.	MINECON	LGPA, MINECOM
Res. N°20.91/2006 _1	Modificaciones a LGPA 2006	2006	Acota las AAA, en cursos o cuerpos de agua que constituyen bienes nacionales de uso público	Ministerio de Economía; Fomento y Reconstrucción; Subsecretaría de pesca	SERNAPESCA
D.S. N° 238-04	Reglamento sobre Parques Marinos y Reservas Marinas de la Ley General de Pesca y Acuicultura. (Actualizado).	2007	Conservación y protección, según corresponda de determinada área protegida	Ministerio de Economía; Fomento y Reconstrucción; Subsecretaría de pesca	SUBPESCA, Consejo Zonal de Pesca. SERNAPESCA
Ley N°20.434 / 2010	Modifica la LGPA en materia de acuicultura	2010	Elimina la posibilidad de establecer AAA en ríos no navegables y en lagos, sólo se autoriza establecer AAA en ríos navegables para realizar cultivos extensivos. Incorpora el concepto de capacidad de carga y que se asegure la vida acuática y la prevención del surgimiento de condiciones anaeróbicas para quienes exploten concesiones de acuicultura en cuerpos de agua lacustres, fluviales y marítimos. SERNAPESCA será responsable de la realización de INFAS a centros de cultivo. Centros de lagos quedarán expuesto a caducada después de la tercera INFAS anaeróbica.	Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción	SERNAPESCA
D.S. N° 168-2011	Modifica DS N° 320-2001 Reglamento Ambiental para la Acuicultura.	2012	El reglamento establece que las medidas de protección del medio ambiente para que los establecimientos exploten concesiones de acuicultura que operen en niveles compatible con las capacidades de los cuerpos de agua lacustres, fluviales, y marítimo, requiere de informes técnicos de la SUBPESCA y de los consejos zonales de pesca.	MINECOM MINGEPRES	SUBPESCA, Consejo zonal de Pesca
Ley N° 20.657 /2013	Modificación a la ley N°18.892	2013	Esta Ley incorpora a la LGPA el objetivo de conservar y realizar un uso sustentable de los recursos hidrobiológicos, mediante la aplicación del enfoque precautorio. Modifica en el ámbito de la sustentabilidad de recursos hidrobiológicos, acceso a la actividad pesquera industrial y artesanal y regulaciones para la investigación y fiscalización, la ley general de pesca y acuicultura contenida en la ley n°18.892 y sus modificaciones.	Ministerio de economía, fomento y turismo; subsecretaría de pesca y acuicultura	SERNAPESCA (*)

1 Nunca se establecieron AAA en cursos y cuerpos de agua dulce, por lo cual estas autorizaciones obedecen a dos situaciones: 1) Estas concesiones marítimas fueron obtenidas antes de 1991; b) Los titulares contaban con la autorización técnica de Subpesca a esa fecha, para desarrollar la actividad, quedando sólo pendiente la obtención de la concesión

Continuación Tabla 8. Actual marco normativo y regulatorio aplicado a los sistemas lacustres

Nombre y número	Título	Año	Objetivo	Organismo emisor	Organismo fiscalizador
Decreto con Fuerza de Ley DFL 1122	Código de Aguas	1981_ Actualizada 2018	Regular los Derechos de aprovechamiento de aguas. Las disposiciones de este código sólo se aplican a las aguas terrestres. El código de aguas norma, el uso y propiedad de las aguas no marinas, superficiales y subterráneas, corrientes y estancadas en ambos casos. Prohíbese botar a los canales sustancias, basuras, desperdicios y otros objetos similares, que alteren la calidad de las aguas.	MOP	DGA
Ley General de Servicios Sanitarios DFL N°382	Ley Gral. de Servicios Sanitarios	1988_ Actualizada a oct 2014	Las disposiciones relativas al régimen de explotación de servicios públicos destinados a producir y distribuir agua potable y a recolectar y disponer aguas servidas, servicios denominados en adelante, servicios sanitarios. Las disposiciones relativas al régimen de concesión para establecer, construir y explotar servicios sanitarios. La fiscalización del cumplimiento de las normas relativas a la prestación de los servicios sanitarios. Las relaciones entre las concesionarias de servicios sanitarios y de éstas con el Estado y los usuarios.	MOP MINVU	SISS SERVIU
LEY 18.902	Crea la Superintendencia de Servicios Sanitarios	1989	Crea la Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS) La SISS es un organismo del estado funcionalmente descentralizado, con personalidad jurídica y patrimonio propio, sujeto a la supervigilancia del Presidente a través del MOP. Corresponde a la SISS la regulación y la fiscalización de las empresas sanitarias y el control de los residuos industriales líquidos (Riles) que se descargan a las redes públicas de alcantarillado y que se encuentren vinculados a las prestaciones o servicios de las empresas Sanitarias.	Junta de Gobierno de la República de Chile	SISS
Ley de Aguas Lluvias N°19.525	Regula Sistemas de Evacuación y Drenaje de Aguas Lluvias	1997	El Estado velará porque en las ciudades y en los centros poblados existan sistemas de evacuación y drenaje de aguas lluvias que permitan su fácil escurrimiento y disposición e impidan el daño que ellas puedan causar a las personas, a las viviendas y, en general, a la infraestructura urbana. La responsabilidad de las redes y gestión de aguas lluvias corresponde al MOP (redes primarias) y al MINVU (redes secundarias).	Ministerio de Obras Públicas	SISS
Norma: DS 609/98	Norma de Emisión para la Regulación de Contaminantes Asociados a las Descargas de Residuos Industriales Líquidos a Sistemas de Alcantarillados	1998	El DS MOP 609/98 regula las descargas de Riles a "servicios públicos de recolección de aguas servidas".	Mingepres. MOP	SISS

Continuación Tabla 8. Actual marco normativo y regulatorio aplicado a los sistemas lacustres

Nombre y numero	Título	Año	Objetivo	Organismo emisor	Organismo fiscalizador
NCh1105.Of1999	Ingeniería sanitaria - Alcantarillado de aguas residuales - Diseño y cálculo de redes	1999	De la recolección de aguas servidas o industriales. El alcantarillado publico consiste en un sistema de tuberías subterráneas que pueden captar y evacuar las aguas servidas o industriales y los conducen gravitacional o por impulsión hacia la descarga en las plantas de tratamiento.	MOP	SISS
D.S N° 90/2000	Establece norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales	2000	Establece los niveles máximos de emisión de contaminantes asociados a descargas de residuos líquidos industriales a cuerpos de agua superficiales y marítimos.	Ministerio Secretaría General de la Presidencia	SISS
Norma: DS 46/02 Res. Ex. 483	Norma de Emisión de Residuos Líquidos a Aguas Subterráneas	2002	Tiene como objetivo prevenir la contaminación de las aguas subterráneas mediante el control de la disposición de los residuos líquidos que se infiltran a través del subsuelo al acuífero. Con lo anterior se contribuye a mantener la calidad ambiental de las aguas subterráneas.	MINSEGPRES	SMA
Norma: Res. 1442/04 SISS	Establece el Formato N° 2 DS SEGPRES 90/2000	2004	"Caracterización de Riles" y su Instructivo, para Presentación ante la SISS de la Caracterización de los Residuos Líquidos Industriales Descargados a Cuerpos de Aguas Superficiales Continentales y Lacustres	MINSEGPRES	SISS SMA
Decreto 47	Ordenanza general de Ley General de Urbanismo y Construcciones y Ordenanza	2007	Reglamento de las concesiones sanitarias de producción y distribución de agua potable y de recolección y disposición de aguas servidas y de las normas sobre calidad de atención a los usuarios de estos servicios.	Ministerio de Vivienda y Urbanismo	SERVIU
ORD SISS N°3104 /2011,	Ordenanza – Instructivo para uso de aliviaderos de tormenta	2011	Autoriza uso de by pass "aliviadero de tormentas" durante y hasta 48 horas después de una lluvia en el caso de las regiones de O'Higgins y las ubicadas al norte de ésta. Y hasta 72 horas después en las regiones ubicadas del Maule al Sur En plantas elevadoras de aguas servidas se requiere la habilitación de aliviaderos de tormenta, para casos de emergencia o canalización de excesos de aguas lluvia. Lo anterior evita riesgos sanitarios por ingreso de aguas servidas en viviendas, ante emergencias o precipitaciones intensas.	SSS	SISS

Continuación Tabla 8. Actual marco normativo y regulatorio aplicado a los sistemas lacustres

Nombre y número	Título	Año	Objetivo	Organismo emisor	Organismo fiscalizador
Ley N°3.525,	Decreto de ley que crea al Servicio Nacional de Geología y Minería	1980	se encarga a la Subdirección Nacional de Geología la misión de "mantener y difundir información sobre los factores geológicos que condicionan el almacenamiento, escurrimiento y conservación de las aguas, vapores y gases subterráneos en el territorio nacional". Elaboración de la cartografía hidrogeológica, con publicaciones en dos series de la Carta Geológica de Chile: Serie Hidrogeología y Serie Geología Ambiental	Ministerio de Minería	SERNAGEOMIN
Ley N°20.256	Establece normas sobre pesca recreativa	2008	Ámbito de aplicación de la ley. A las disposiciones de la presente ley quedarán sometidas las actividades de pesca recreativa que se realicen en las aguas terrestres, aguas interiores, mar territorial y zona económica exclusiva de la República. Podrán declararse áreas preferenciales las áreas degradadas (Área preferencial para la pesca recreativa o área preferencial: sección de cursos o cuerpos de aguas terrestres de una cuenca, que comprende sectores interdependientes que requieren de un manejo integrado para la conservación de la fauna íctica y el desarrollo de actividades de pesca recreativa). Art 7 lo liga a LGPA y a sus medidas de administración y conservación.	Ministerio: el de Economía, Fomento y Reconstrucción.	SERNAPESCA
Ley N°20.654	Modifica a Ley N°20.256, que establece Normas sobre Pesca Recreativa, Respecto evitar la contaminación por algas de las cuencas hidrográficas (F.D.O 2/2/2013)	2013	Introduce en la ley de pesca recreativa medidas sanitarias y de bioseguridad. Con el objetivo de evitar la introducción y propagación, de aislar la presencia o de propender a la erradicación de enfermedades de alto riesgo y de especies hidrobiológicas que constituyan o puedan constituir plagas de conformidad con el artículo 86 de la LGPA. La Subsecretaría establecerá cuando corresponda	Ministerio: el de Economía, Fomento y Reconstrucción.	

Tabla 9. Composición taxonómica, abundancia (célL⁻¹), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del lago Ranco.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Taxa	E3		E1 (100972)		E2		C1		C2	
					célL-1	%	célL-1	%	célL-1	%	célL-1	%	célL-1	%
Bacillariophyta	Coscinodiscophyceae	Aulacoseirales	Aulacoseiraceae	<i>Aulacoseira granulata</i>	14805	13	30130	31	18246	22	23768	16	28009	14
		Thalassiosirales	Stephanodiscaceae	<i>Cyclotella ocellata</i>	1997	2	11319	12	12651	15	9987	7	5992	3
		Melosirales	Melosiraceae	<i>Melosira varians</i>	0	0	520	1	0	0	0	0	0	0
		Rhizosoleniales	Rhizosoleniaceae	<i>Urosolenia eriensis</i>	0	0	0	0	1997	2	0	0	1997	1
	Bacillariophyceae	Bacillariales	Bacillariaceae	<i>Nitzschia spp</i>	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0
		Cymbellales	Gomphonemataceae	<i>Gomphonema spp</i>	0	0	0	0	40	0	0	0	0	0
		Naviculales	Naviculaceae	<i>Navicula sp</i>	0	0	0	0	x	0	0	0	0	0
		Rhopalodiales	Rhopalodiaceae	<i>Rhopalodia gibba</i>	0	0	40	0	0	0	0	0	0	0
		Eunotiales	Eunotiaceae	<i>Eunotia</i>	0	0	40	0	0	0	0	0	0	0
	Fragilariophyceae	Fragilariales	Fragilariaceae	<i>Asterionella formosa</i>	1200	1	20327	21	1120	1	2361	2	1280	1
				<i>Fragilaria spp</i>	0	0	0	0	14565	18	0	0	0	0
				<i>Fragilaria crotonensis</i>	62060	53	x	0	1360	2	89029	61	120759	62
				<i>Hannaea arcus</i>	0	0	0	0	0	0	80	0	0	0
				<i>Synedra cf accus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
				<i>Ulnaria sp</i>	80	0	80	0	80	0	0	0	0	0
				<i>Tabellaria flocculosa</i>	34691	30	32891	34	29250	36	18926	13	33891	18
Chlorophyta	Chlorophyceae	Tetrasporales	Sphaerocystidaceae	<i>Sphaerocystis s</i>	x	0	x	0	x	0	x	0	x	0
	Trebouxiophyceae	Chlorellales	Oocystaceae	<i>Oocystis lacustris</i>	0	0	0	0	0	0	x	0	0	0
Charophyta	Conjugatophyceae	Desmidiaceae	Closteriaceae	<i>Closterium acutum var. variabile</i>	400	0	160	0	40	0	40	0	680	0
				<i>Closterium acicularis</i>	40	0	0	0	x	0	40	0	0	0
			Desmidiaceae	<i>Staurastrum gracile</i>	80	0	40	0	40	0	x	0	40	0
				<i>Teilingia granulata</i>	0	0	0	0	0	0	x	0	0	0
	Klebsormiophyceae	Klebsormidiales	Elakatotrichaceae	<i>Sphaeroszoma cf aubertianum</i>	1400	1	0	0	0	0	x	0	0	0
				<i>Elakathotrix gelatinosa</i>	0	0	160	0	0	0	160	0	0	0
Cyanobacteria	Cyanophyceae	Oscillatoriales	Pseudanabaenaceae	<i>Pseudanabaena sp</i>	0	0	0	0	x	0	0	0	0	0
Dinophyta	Dinophyceae	Gonyaulacales	Ceratiaceae	<i>Ceratium hirundinella</i>	x	0	80	0	80	0	40	0	200	0
		Peridinales	Peridiniaceae	<i>Peridinium sp</i>	x	0	x	0	0	0	x	0	x	0
				<i>Parvodinium sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Euglenophyta (=	Euglenophyceae	Euglenales	Phacaceae	<i>Lepocinclis sp</i>	200	0	600	1	800	1	400	0	720	0
Cryptophyta	Cryptophyceae	Cryptomonadales	Cryptomonadaceae	<i>Cryptomonas sp</i>	0	0	0	0	1997	2	80	0	80	0
Abundancia total (célL-1)					116.955	100	96.387	100	82.267	100	144.951	100	193.650	100
Riqueza de taxa (S)					9		10		11		14		8	

X = especies registradas en muestras cualitativas (tomadas con red)

Tabla 10. Composición taxonómica, abundancia (célL⁻¹), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del lago Puyehue.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Taxa	C1		C2		E1		E2		E3	
					célL-1	%	célL-1	%	célL-1	%	célL-1	%	célL-1	%
Bacillariophyta	Coscinodiscophyceae	Aulacoseirales	Aulacoseiraceae	<i>Aulacoseira granulata</i>	1641	53	720	51	800	44	440	92	4121	39
		Thalassiosirales	Stephanodiscaceae	<i>Cyclotella sp</i>	0	0	666	47	499	28	0	0	0	0
		Melosirales	Melosiraceae	<i>Melosira varians</i>	x	0	x	0	x	0	x	0	80	1
	Bacillariophyceae	Naviculales	Amphipleuraceae	<i>Frustula sp</i>	0	0	40	3	0	0	0	0	0	0
			Diploneidaceae	<i>Diploneis sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	40	0
			Naviculaceae	<i>Navicula sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	40	0
		Rhopalodiales	Rhopalodiaceae	<i>Epithemia adnata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	80	1
		Sunirellales	Sunirellaceae	<i>Sunirella sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	40	0
				<i>Asterionella formosa</i>	320	10	0	0	0	0	0	0	320	3
	Fragilariophyceae	Fragilanales	Fragilariaceae	<i>Fragilaria spp</i>	40	1	0	0	0	0	40	8	999	9
				<i>Fragilaria crotonensis</i>	x	0	x	0	0	0	x	0	4962	46
				<i>Ulnaria sp</i>	0	0	0	0	499	28	0	0	0	0
				<i>Tabellaria flocculosa</i>	80	3	0	0	0	0	0	0	x	0
				<i>Cryptomonas sp</i>	999	32	0	0	0	0	0	0	0	0
		Tabellariales	Tabellariaceae	<i>Ceratium sp</i>	x	0	x	0	x	0	x	0	x	0
Cryptophyta	Cryptophyceae	Cryptomonadales	Cryptomonadaceae	<i>Peridinium sp</i>	x	0	0	0	0	0	x	0	0	0
Dinophyta	Dinophyceae	Gonyaulacales	Ceraticeae											
		Peridinales	Peridiniaceae											
Abundancia total (célL-1)					3.079	100	1.426	100	1.799	100	480	100	10.682	100
Riqueza de taxa (S)					9		6		5		6		11	

Tabla 11. Composición taxonómica, abundancia (célL⁻¹), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del lago Rupanco.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Taxa	101851		101862		C1		C2	
					cél- L1		cél- L1		cél- L1		cél- L1	
Bacillariophyta	Coscinodiscophyceae	Aulacoseirales	Aulacoseiraceae	<i>Aulacoseira granulata</i>	600	1	680	2	13805	46	15485	52
		Thalassiosirales	Stephanodiscaceae	<i>Cyclotella sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
		Melosirales	Melosiraceae	<i>Melosira varians</i>	840	2	1240	3	0	0	1400	5
		Rhizosoleniales	Rhizosoleniaceae	<i>Urosolenia eriensis</i>	x	0	0	0	0	0	0	0
				<i>Navicula spp</i>	40	0	0	0	0	0	0	0
	Fragilariophyceae	Naviculales	Naviculaceae									
				<i>Asterionella formosa</i>	x	0	x	0	2481	8	7442	25
				<i>Fragilaria spp</i>	666	2	680	2	666	2	40	0
				<i>Fragilaria crotonensis</i>	0	0	0	0	x	0	x	0
		Fragilariales	Fragilariaceae	<i>Tabellaria flocculosa</i>	40773	94	36332	91	12924	43	5482	18
Chlorophyta	Trebouxiophyceae	Chlorellales	Chlorellaceae	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	0	0	0	0	x	0	x	0
	Chlorophyceae	Tetrasporales	Sphaerocystidaceae	<i>Sphaerocystis Schroeteri s</i>	0	0	0	0	x	0	0	0
		Sphaeropleales	Selenastraceae	<i>Monoraphidium contortum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
	Ulvophyceae	Cladophorales	Cladophoraceae	<i>Cladophora sp filamento</i>	0	0	0	0	x	0	0	0
Cyanobacteria	Cyanophyceae	Nostocales	Nostocaceae	<i>Dolichospermum sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
Dinophyta	Dinophyceae	Gonyaulacales	Ceratiaceae	<i>Ceratium hirundinella</i>	520	1	1000	3	320	1	40	0
		Peridinales	Peridiniaceae	<i>Peridinium cinctum</i>	x	0	x	0	0	0	0	0
Euglenophyta (=Ph	Euglenophyceae	Euglenales	Phacaceae	<i>Lepocinclis sp</i>	40	0	40	0	40	0	40	0
Cryptophyta	Cryptophyceae	Cryptomonadales	Cryptomonadaceae	<i>Cryptomonas sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
Abundancia total (célL-1)					43.480	100	39.973	100	30.235	100	29.930	100
Riqueza de taxa (S)					9		7		9		8	
Concentración de clorofila a (ug/L)					0,87		0,88		1,18		0,99	

Continuación Tabla 11. Composición taxonómica, abundancia (célL⁻¹), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del lago Rupanco.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Taxa	101707		100081		100389		100522		100625	
					cél-L1	%	cél-L1	%	cél-L1	%	cél-L1	%	cél-L1	%
Bacillariophyta	Coscinodiscophyceae	Aulacoseirales	Aulacoseiraceae	<i>Aulacoseira granulata</i>	11284	42	11364	49	1040	1	680	1	10603	35
		Thalassiosirales	Stephanodiscaceae	<i>Cyclotella sp</i>	2081	8	0	0	0	0	0	0	0	0
		Melosirales	Melosiraceae	<i>Melosira varians</i>	1160	4	0	0	4561	4	120	0	0	0
		Rhizosoleniales	Rhizosoleniaceae	<i>Urosolenia eriensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Bacillariophyceae	Naviculales	Naviculaceae	<i>Navicula spp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Fragilariophyceae	Fragilariales	Fragilariaceae	<i>Asterionella formosa</i>	2001	7	2441	11	x	0	880	1	4922	16
				<i>Fragilaria spp</i>	666	2	0	0	666	1	0	0	1332	4
				<i>Fragilaria crotonensis</i>	2721	10	80	0	0	0	0	0	x	0
				<i>Tabellaria flocculosa</i>	6762	25	9163	40	115598	94	77145	96	11964	39
				<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	x	0
				<i>Sphaerocystis schroeteri s</i>	x	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chlorophyta	Trebouxiophyceae	Chlorellales	Chlorellaceae	<i>Monoraphidium contortum</i>	0	0	0	0	0	0	666	1	0	0
	Chlorophyceae	Tetrasporales	Sphaerocystidaceae	<i>Cladophora sp filamento</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Sphaeropleales	Selenastraceae	<i>Dolichospermum sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	800	3
	Ulvophyceae	Cladophorales	Cladophoraceae	<i>Ceratium hirundinella</i>	200	1	80	0	880	1	720	1	40	0
Cyanobacteria	Cyanophyceae	Nostocales	Nostocaceae	<i>Peridinium cinctum</i>	x	0	x	0	0	0	x	0	x	0
Dinophyta	Dinophyceae	Gonyaulacales	Ceratiaceae	<i>Lepocinclis sp</i>	40	0	0	0	80	0	40	0	0	0
Euglenophyta (=Ph	Euglenophyceae	Euglenales	Phacaceae	<i>Cryptomonas sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	666	2
Cryptophyta	Cryptophyceae	Cryptomonadales	Cryptomonadaceae	Abundancia total (cél-L1)	26.914	100	23.128	100	122.826	100	80.252	100	30.327	100
				Riqueza de taxa (S)	10		5		6		7		9	
				Concentración de clorofila a (ug/L)	0,85		1,0775		1,15		0,82		1,455	

Tabla 12. Composición taxonómica, abundancia (célL⁻¹), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del lago Llanquihue.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Taxa	100070		100100		100204		100332		100370	
					célL-1	%	célL-1	%	célL-1	%	célL-1	%	célL-1	%
Bacillariophyta	Coscinodiscophyceae	Aulacoseirales	Aulacoseiraceae	<i>Aulacoseira granulata</i>	1561	13	18086	24	4361	31	6642	32	5762	42
		Melosirales	Melosiraceae	<i>Melosira varians</i>	0	0	x	x	0	0	0	0	0	0
		Thalassiosirales	Stephanodiscaceae	<i>Cyclotella sp</i>	40	0	0	0	0	0	0	0	42	0
	Bacillariophyceae	Achnanthes	Cocconeidaceae	<i>Cocconeis sp</i>	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Naviculales	Diploneidaceae	<i>Diploneis aff ovalis</i>	0	0	0	0	0	0	x	0	0	0
			Naviculaceae	<i>Navicula spp</i>	156	1	0	0	0	0	42	0	0	0
		Bacillariales	Bacillariaceae	<i>Nitzschia spp</i>	80	1	42	0	0	0	125	1	0	0
		Cymbellales	Rhoicospheniaceae	<i>Rhoicosphenia sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
			Cymbellaceae	<i>Cymboplectra sp</i>	42	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Rhopalodiales	Rhopalodiaceae	<i>Ephitemia sp</i>	39	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Surirellales	Surirellaceae	<i>Surirella sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Eunotiales	Eunotiaceae	<i>Eunotia sp</i>	0	0	0	0	0	0	x	0	0	0
	Fragilariophyceae	Fragilariales	Fragilariaceae	<i>Diatoma sp</i>	39	0	0	0	0	0	0	0	0	0
				<i>Fragilaria spp</i>	39	0	0	0	0	0	0	0	0	0
				<i>Fragilaria crotonensis</i>	476	4	24693	33	8843	63	13041	63	7162	52
				<i>Asterionella formosa</i>	7482	64	31130	42	280	2	920	4	320	2
				<i>Ulnaria sp</i>	0	0	0	0	0	0	x	0	0	0
					0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
					0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ochrophyta	Chrysophyceae	Chromulinales	Dinobryaceae	<i>Dinobryon divergens s</i>	1200	10	0	0	0	0	0	0	0	0
Chlorophyta	Chlorophyceae	Sphaeropleales	Selenastraceae	<i>Kirchneriella aff lunaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Volvocales	Volvocaceae	<i>Eudorina elegans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
			Volvocaceae	<i>Volvox aureus</i>	0	0	x	0	0	0	0	0	0	0
		Tetrasporales	Sphaerocystidaceae	<i>Sphaerocystis Schroeteri sp</i>	0	0	0	0	x	0	x	0	x	0
	Trebouxiophyceae	Chlorellales	Oocystaceae	<i>Oocystis lacustris s</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Trebouxiophyceae	Trebouxiophyceae	<i>Crucigenia sp</i>	0	0	x	0	0	0	0	0	166	1
	Klebsormidiophyceae	Klebsormidiales	Elakotrichaceae	<i>Elakotricha gelatinosa</i>	40	0	166	0	333	2	x	0	333	2
	Conjugatophyceae (Zygnematophyceae)	Desmidiaceae	Desmidiaceae	<i>Staurastrum aff denticulatum</i>	40	0	x	0	0	0	0	0	0	0
Cyanobacteria	Cyanophyceae	Oscillatoriales	Pseudanabaenaceae	<i>Pseudanabaena catenata</i>	280	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Dinophyta	Dinophyceae	Gonyaulacales	Ceratiaceae	<i>Ceratium hirundinella</i>	80	1	320	0	160	1	40	0	40	0
		Peridinales	Peridiniaceae	<i>Peridinium cinctum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
				<i>Parvodinium sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Euglenophyta	Euglenophyceae	Euglenales	Phacaceae	<i>Lepocincilis sp</i>	0	0	40	0	0	0	0	0	0	0
Cryptophyta	Cryptophyceae	Cryptomonadales	Cryptomonadaceae	<i>Cryptomonas sp</i>	40	0	0	0	42	0	0	0	0	0
				Abundancia total (célL-1)	11.674	100	74.477	100	14.019	100	20.810	100	13.825	100
				Riqueza de taxa (S)	17		11		7		11		8	

Continuación Tabla 12. Composición taxonómica, abundancia (célL⁻¹), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del lago Llanquihue.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Taxa	100507		100390		100628		100510		100545		100627	
					célL-1	%	célL-1	%	célL-1	%	célL-1	%	célL-1	%	célL-1	%
Bacillariophyta	Coscinodiscophyceae	Aulacoseirales	Aulacoseiraceae	<i>Aulacoseira granulata</i>	4842	53	7923	54	2801	26	6682	83	9843	47	3121	49
		Melosirales	Melosiraceae	<i>Melosira varians</i>	0	0	0	0	x	0	0	0	0	0	x	0
		Thalassiosirales	Stephanodiscaceae	<i>Cyclotella sp</i>	0	0	0	0	42	0	x	0	0	0	0	0
	Bacillariophyceae	Achnanthes	Cocconeidaceae	<i>Cocconeis sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Naviculales	Diploneidaceae	<i>Diploneis aff ovalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
			Naviculaceae	<i>Navicula spp</i>	0	0	120	1	42	0	0	0	0	0	0	0
		Bacillariales	Bacillariaceae	<i>Nitzschia spp</i>	0	0	42	0	0	0	83	1	83	0	0	0
		Cymbellales	Rhoicospheniaceae	<i>Rhoicosphenia sp</i>	0	0	0	0	42	0	0	0	0	0	0	0
			Cymbellaceae	<i>Cymbella sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	42	1
		Rhopalodiales	Rhopalodiaceae	<i>Ephitemia sp</i>	0	0	0	0	40	0	0	0	0	0	0	0
		Sunrellales	Sunrellaceae	<i>Surirella sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0
		Eunotiales	Eunotiaceae	<i>Eunotia sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Fragilariophyceae	Fragilariales	Fragilariaceae	<i>Diatoma sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
				<i>Fragilaria spp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
				<i>Fragilaria crotonensis</i>	3857	42	5820	40	6372	60	616	8	10445	50	2694	42
				<i>Asterionella formosa</i>	80	1	720	5	280	3	480	6	80	0	0	0
				<i>Ulnaria sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
				<i>Dinobryon divergens s</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
				<i>Kirchneriella aff lunaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ochrophyta	Chrysophyceae	Chromulinales	Dinobryaceae		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chlorophyta	Chlorophyceae	Sphaeropleales	Selenastaceae		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Volvocales	Volvocaceae	<i>Eudorina elegans</i>	0	0	0	0	x	0	x	0	x	0	0	0
			Volvocaceae	<i>Volvox aureus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Trebouxiophyceae	Tetrasporales	Sphaerocystidaceae	<i>Sphaerocystis Schroeteri sp</i>	0	0	x	0	800	8	x	0	x	0	x	0
		Chlorellales	Oocystaceae	<i>Oocystis lacustris s</i>	166	2	x	0	x	0	0	0	x	0	x	0
		Trebouxiophyceae	Trebouxiophyceae	<i>Crucigenia sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
			incertae sedis		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Charophyta	Klebsomidiophyceae	Klebsomidiales	Elakatotrichaceae	<i>Elakatotrix gelatinosa</i>	160	2	0	0	160	2	x	0	0	0	480	8
	Conjugatophyceae (Zygnematophyceae)	Desmidiaceae	Desmidiaceae	<i>Staurastrum aff denticulatum</i>	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0	0	0
			Closteriaceae	<i>Closterium aff gracile</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cyanobacteria	Cyanophyceae	Oscillatoriales	Pseudanabaenaceae	<i>Pseudanabaena catenata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dinophyta	Dinophyceae	Gonyaulacales	Ceraticeae	<i>Ceratium hirundinella</i>	40	0	x	0	40	0	120	1	160	1	40	1
		Peridinales	Peridiniaceae	<i>Peridinium cinctum</i>	0	0	x	0	0	0	0	0	0	0	0	0
				<i>Parvodinium sp</i>	0	0	42	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Euglenophyta	Euglenophyceae	Euglenales	Phacaceae	<i>Lepocinclis sp</i>	40	0	0	0	0	0	0	0	200	1	0	0
Cryptophyta	Cryptophyceae	Cryptomonadales	Cryptomonadaceae	<i>Cryptomonas sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
				Abundancia total (célL-1)	9.185	100	14.666	100	10.618	100	8.022	100	20.852	100	6.376	100
				Riqueza de taxa (S)	7		10		13		10		10		8	

Continuación Tabla 12. Composición taxonómica, abundancia (célL⁻¹), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del lago Llanquihue.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Taxa	101866		C2		C1	
					célL-1	%	célL-1	%	célL-1	%
Bacillariophyta	Coscinodiscophyceae	Aulacoseirales	Aulacoseiraceae	<i>Aulacoseira granulata</i>	10243	65	1841	10	4161	34
		Melosirales	Melosiraceae	<i>Melosira varians</i>	0	0	0	0	0	0
		Thalassiosirales	Stephanodiscaceae	<i>Cyclotella sp</i>	0	0	0	0	42	0
	Bacillariophyceae	Achnanthes	Cocconeidaceae	<i>Cocconeis sp</i>	0	0	0	0	0	0
		Naviculales	Diploneidaceae	<i>Diploneis aff ovalis</i>	0	0	0	0	0	0
			Naviculaceae	<i>Navicula spp</i>	0	0	0	0	0	0
		Bacillariales	Bacillariaceae	<i>Nitzschia spp</i>	0	0	0	0	0	0
		Cymbellales	Rhoicospheniaceae	<i>Rhoicosphenia sp</i>	0	0	0	0	0	0
			Cymbellaceae	<i>Cymboppleura sp</i>	0	0	0	0	0	0
		Rhopalodiales	Rhopalodiaceae	<i>Ephitemia sp</i>	0	0	0	0	0	0
		Surirellales	Surirellaceae	<i>Surirella sp</i>	0	0	0	0	0	0
		Eunotiales	Eunotiaceae	<i>Eunotia sp</i>	0	0	0	0	0	0
	Fragilariophyceae	Fragilariales	Fragilariaceae	<i>Diatoma sp</i>	0	0	0	0	0	0
				<i>Fragilaria spp</i>	0	0	0	0	0	0
				<i>Fragilaria crotonensis</i>	5255	33	15704	87	7964	65
				<i>Asterionella formosa</i>	x	0	x	0	x	0
				<i>Ulnaria sp</i>	0	0	0	0	0	0
				<i>Dinobryon divergens s</i>	0	0	0	0	0	0
Ochrophyta	Chrysophyceae	Chromulinales	Dinobryaceae	<i>Dinobryon divergens s</i>	0	0	0	0	0	0
Chlorophyta	Chlorophyceae	Sphaeropleales	Selenastraceae	<i>Kirchneriella aff lunaris</i>	0	0	0	0	x	0
		Volvocales	Volvocaceae	<i>Eudorina elegans</i>	0	0	0	0	x	0
			Volvocaceae	<i>Volvox aureus</i>	0	0	0	0	0	0
		Tetrasporales	Sphaerocystidaceae	<i>Sphaerocystis Schroeteri sp</i>	x	0	x	0	0	0
	Trebouxiophyceae	Chlorellales	Oocystaceae	<i>Oocystis lacustris s</i>	x	0	0	0	0	0
		Trebouxiophyceae	Trebouxiophyceae	<i>Crucigenia sp</i>	0	0	x	0	0	0
			incertae sedis		0	0	x	0	0	0
Charophyta	Klebsormidiophyceae	Klebsormidiales	Elakatotrichaceae	<i>Elakathotrix gelatinosa</i>	320	2	333	2	x	0
	Conjugatophyceae (Zygnematophyceae)	Desmidiiales	Desmidiaceae	<i>Staurostrum aff denticulatum</i>	0	0	0	0	0	0
			Oosteriaceae	<i>Oosterium aff gracile</i>	x	0	0	0	0	0
Cyanobacteria	Cyanophyceae	Oscillatoriales	Pseudanabaenaceae	<i>Pseudanabaena catenata</i>	0	0	0	0	0	0
Dinophyta	Dinophyceae	Gonyaulacales	Ceratiaceae	<i>Ceratium hirundinella</i>	x	0	160	1	x	0
		Peridinales	Peridiniaceae	<i>Peridinium cinctum</i>	0	0	0	0	0	0
				<i>Parvodinium sp</i>	0	0	0	0	0	0
Euglenophyta	Euglenophyceae	Euglenales	Phacaceae	<i>Lepocinclis sp</i>	0	0	0	0	0	0
Cryptophyta	Cryptophyceae	Cryptomonadales	Cryptomonadaceae	<i>Cryptomonas sp</i>	0	0	0	0	0	0
				Abundancia total (célL-1)	15.818	100	18.038	100	12.167	100
				Riqueza de taxa (S)	8		7		8	

Tabla 13. Composición taxonómica, abundancia (célL⁻¹), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del lago Chapo.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Taxa	100394		100678		101051		101278	
					célL-1	%	célL-1	%	célL-1	%	célL-1	%
Bacillariophyta	Coscinodiscophyceae	Aulacoseirales	Aulacoseiraceae	<i>Aulacoseira sp</i>	0	0	0	0	0	0	x	0
		Thalassiosirales	Stephanodiscaceae	<i>Cyclotella sp</i>	0	0	0	0	40	2	0	0
	Bacillariophyceae	Bacillariales	Bacillariaceae	<i>Nitzschia spp</i>	0	0	0	0	0	0	666	8
		Cymbellales	Gomphonemataceae	<i>Gomphonema spp</i>	0	0	0	0	40	2	0	0
			Rhoicospheniaceae	<i>Rhoicosphenia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
		Naviculales	Naviculaceae	<i>Navicula spp</i>	0	0	0	0	40	2	0	0
	Fragilariophyceae	Fragilariales	Fragilariaceae	<i>Fragilaria spp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
				<i>Fragilariforma nitzschioides</i>	13.982	96	9.987	93	600	29	6.658	82
				<i>Hannaea arcus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
				<i>Ulnaria sp</i>	0	0	0	0	0	0	x	0
				<i>Dinobryon divergens s</i>	0	0	666	6	661	32	0	0
Ochrophyta	Chrysophyceae	Chromulinales	Dinobryaceae	<i>Eudorina elegans colonia</i>	0	0	x	0	x	0	0	0
Chlorophyta	Chlorophyceae	Volvocales	Volvocaceae	<i>Sphaerocystis Schroeteri</i>	640	4	x	0	x	0	x	0
		Tetrasporales	Sphaerocystidaceae	<i>Oocystis aff solitaria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
	Trebouxiophyceae	Chlorellales	Oocystaceae	<i>Oocystis lacustris</i>	0	0	0	0	661	32	x	0
		Trebouxiophyc	Trebouxiophyceae	<i>Crucigenia sp</i>	0	0	x	0	0	0	0	0
	Chlorophyceae	Oedogoniales	Oedogoniaceae	<i>Oedogonium sp</i>	0	0	120	1	0	0	0	0
		Zygnematales	Zygnemataceae	<i>Mougeotia sp</i>	0	0	x	0	0	0	0	0
Charophyta	Conjugatophyceae	Klebsormidiales	Elakatotrichaceae	<i>Elakathotrix gelatinosa</i>	0	0	x	0	x	0	160	2
Cyanobacteria	Cyanophyceae	Chroococcales	Chroococcaceae	<i>Aphanocapsa sp s</i>	0	0	0	0	0	0	x	0
		Nostocales	Rivulariaceae	<i>Calothrix sp filamento</i>	0	0	0	0	0	0	x	0
Dinophyta	Dinophyceae	Peridinales	Peridiniaceae	<i>Peridinium sp</i>	x	x	x	0	x	0	0	0
				<i>Parvodinium sp</i>	x	x	x	0	0	0	0	0
Cryptophyta	Cryptophyceae	Cryptomonada	Cryptomonadaceae	<i>Cryptomonas sp</i>	0	0	0	0	0	0	666	8
				Abundancia total (célL-1)	14.622	100	10.773	100	2.043	100	8.150	100
				Riqueza de taxa (S)	4		10		12		10	

Continuación Tabla 13. Composición taxonómica, abundancia (célL⁻¹), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del lago Chapo.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Taxa	101291		101332		C1		C2	
					célL-1	%	célL-1	%	célL-1	%	célL-1	%
Bacillariophyta	Coscinodiscophyceae	Aulacoseirales	Aulacoseiraceae	<i>Aulacoseira sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
				<i>Cyclotella sp</i>	666	13	0	0	1.256	31	x	0
	Bacillariophyceae	Bacillariales	Bacillariaceae	<i>Nitzschia spp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
				<i>Gomphonema spp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
		Cymbellales	Gomphonemataceae	<i>Rhoicosphenia</i>	0	0	0	0	40	1	0	0
				<i>Navicula spp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
	Fragilariophyceae	Fragilariales	Fragilariaceae	<i>Fragilaria spp</i>	1.332	25	0	0	0	0	0	0
				<i>Fragilariforma nitzschoides</i>	2.663	50	3.329	68	2.513	63	5.992	89
				<i>Hannaea arcus</i>	0	0	0	0	40	1	0	0
				<i>Ulnaria sp</i>	0	0	0	0	0	0	40	1
Ochrophyta	Chrysophyceae	Chromulinales	Dinobryaceae	<i>Dinobryon divergens s</i>	666	13	666	14	0	0	666	10
Chlorophyta	Chlorophyceae	Volvocales	Volvocaceae	<i>Eudorina elegans colonia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
				<i>Sphaerocystis Schroeteri</i>	0	0	x	0	x	0	x	0
	Trebouxiophyceae	Chlorellales	Oocystaceae	<i>Oocystis aff solitaria</i>	x	0	0	0	0	0	0	0
				<i>Oocystis lacustris</i>	x	0	x	0	x	0	x	0
		Trebouxiophyceae	Trebouxiophyceae	<i>Crucigenia sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
	Chlorophyceae	Oedogoniales	Oedogoniaceae	<i>Oedogonium sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
Charophyta	Conjugatophyceae	Zygnematales	Zygnemataceae	<i>Mougeotia sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
	Klebsormidiophyceae	Klebsormidiales	Elakato trichaceae	<i>Elakathotrix gelatinosa</i>	0	0	160	3	160	4	x	0
Cyanobacteria	Cyanophyceae	Chroococcales	Chroococcaceae	<i>Aphanocapsa sp s</i>	0	0	x	0	0	0	0	0
		Nostocales	Rivulariaceae	<i>Calothrix sp filamento</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
Dinophyta	Dinophyceae	Peridinales	Peridiniaceae	<i>Peridinium sp</i>	0	0	40	1	x	0	x	0
				<i>Parvodinium sp</i>	0	0	40	1	x	0	x	0
Cryptophyta	Cryptophyceae	Cryptomonadales	Cryptomonadaceae	<i>Cryptomonas sp</i>	0	0	666	14	0	0	0	0
				Abundancia total (célL-1)	5.327	100	4.901	100	4.009	100	6.698	100
				Riqueza de taxa (S)	6		9		9		9	

Tabla 14. Composición taxonómica, abundancia (célL⁻¹), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del lago Popetán.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Taxa	E1		E2	
					célL-1	%	célL-1	%
Bacillariophyta	Fragilariophyceae	Tabellariales	Tabellariaceae	<i>Tabellaria flocculosa</i>	x	0	x	0
Charophyta	Conjugatophyceae (Zygnematophyceae)	Zygnematales	Zygnemataceae	<i>Mougeotia sp</i>	0	0	x	0
Ochrophyta	Xanthophyceae	Tribonematales	Tribonemataceae	<i>Tribonema sp</i>	320	19	0	0
Cyanobacteria	Cyanophyceae	Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	<i>Oscillatoria tenuis</i>	0	0	x	0
Cryptophyta	Cryptophyceae	Cryptomonadales	Cryptomonadaceae	<i>Cryptomonas sp</i>	1332	81	3329	100
Abundancia fitoplanctónica total (célL-1)					1652	100	3329	100
Riqueza de taxa (S)					3		4	

Tabla 15. Composición taxonómica, abundancia (célL⁻¹), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del sistema lacustre Huillinco-Cucao.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Taxa	Cucao											
					C1		C2 sup		C2 prof		E1 (100618)		E2		E3	
					célL-1	%	célL-1	%	célL-1	%	célL-1	%	célL-1	%	célL-1	%
Bacillariophyta	Coscinodiscophyceae	Aulacoseirales	Aulacoseiraceae	<i>Aulacoseira granulata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Thalassiosirales	Stephanodiscaceae	<i>Cyclotella sp</i>	x	0	666	50	0	0	640	100	666	25	0	0
				<i>Cyclotella ocellata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Coscinodisciales	Hemidiscaceae	<i>Actinocyclus sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
		Melosirales	Melosiraceae	<i>Melosira varians</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	x	0
				<i>Urosolenia eriensis</i>	0	0	x	0	x	0	0	0	0	0	0	0
	Bacillariophyceae	Achnanthes	Achnanthesiaceae	<i>Achnanthes minutissimum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Cymbellales	Cymbellaceae	<i>Cymbella sp</i>	0	0	666	50	0	0	0	0	0	0	0	0
				<i>Cymbella cystula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
			Gomphonemataceae	<i>Gomphonema spp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Naviculales	Naviculaceae	<i>Encyonema silesiacum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	666	25	0	0
				<i>Navicula sp</i>	0	0	0	0	666	100	0	0	0	0	0	0
				<i>Pinnularia sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	x	0	0	0
			Diploneidaceae	<i>Diploneis ovalis</i>	x	0	0	0	0	0	0	0	x	0	x	0
		Surirellales	Surirellaceae	<i>Surirella sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	x	0	0	0
	Fragilariophyceae	Fragilariales	Fragilariaceae	<i>Diatoma sp</i>	x	0	0	0	0	0	0	0	1332	50	0	0
			Diploneidaceae	<i>Ulnaria ulna</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	x	0	640	100
			Fragilariaceae	<i>Fragilariforma nitzschoides</i>	x	0	0	0	0	0	0	0	x	0	0	0
				<i>Asterionella formosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Tabellariales	Tabellariaceae	<i>Tabellaria flocculosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Mediophyceae	Chaetocerotales	Chaetocerotaceae	<i>Chaetoceros sp</i>	x	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Charophyta	Conjugatophyceae	Desmidiiales	Desmidiaceae	<i>Staurastrum spp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Charophyta	Conjugatophyceae	Zygnematales	Zygnemataceae	<i>Mougeotia sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhodophyta	Florideophyceae	Acrochaetiales	Acrochaetiaceae	<i>Audouinia sp filamento</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
				Abundancia total (célL-1)	0	0	1332	100	666	100	640	100	2664	100	640	100
				Riqueza de taxa (S)	5		3		2		1		9		3	

Continuación Tabla 15. Composición taxonómica, abundancia (célL⁻¹), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del sistema lacustre Huillínco-Cucaó.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Taxa	Huillínco																								
					100617		100617 prof		100520		100520 prof		E18		E18 prof		C1		C1 prof		101212		101212 prof		100968		100616		
					célL-1	%	célL-1	%	célL-1	%	célL-1	%	célL-1	%	célL-1	%	célL-1	%	célL-1	%	célL-1	%	célL-1	%	célL-1	%	célL-1	%	
Bacillariophyta	Coscinodiscophyceae	Aulacoseirales	Aulacoseiraceae	<i>Aulacoseira granulata</i>	0	0	0	0	360	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	400	22	80	50		
		Thalassiosirales	Stephanodiscaceae	<i>Cyclotella sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	50	0	0	0	0	0	0	0	40	2	0	0		
				<i>Cyclotella ocellata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	x	0		
		Coscinodiscales	Hemidiscaceae	<i>Actinocyclus sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
		Melosirales	Melosiraceae	<i>Melosira varians</i>	0	0	0	0	0	0	1334	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	x	0	x	0	
				<i>Urosolenia eriensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Bacillariophyceae	Achnanthales	Achnanthidiaceae	<i>Achnanthidium minutissimum</i>	0	0	0	0	0	0	x	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	666	37	0	0		
		Cymbellales	Cymbellaceae	<i>Cymbella sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
				<i>Cymbella cystula</i>	0	0	40	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
			Gomphonemataceae	<i>Gomphonema spp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	666	37	0	0		
		Naviculales	Naviculaceae	<i>Encyonema silesiacum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
				<i>Navicula sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	25	
				<i>Pinnularia sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
			Diploneidaceae	<i>Diploneis ovalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		Surirellales	Surirellaceae	<i>Surirella sp</i>	0	0	0	0	x	0	x	0	0	0	0	0	0	x	0	x	0	0	0	0	x	0	0	0	
		Fragilariaceae	Fragilariales	Fragilariaceae	<i>Diatoma sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
				Diploneidaceae	<i>Ulnaria ulna</i>	x	0	0	0	0	0	0	0	x	0	x	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
			Fragilariaceae	<i>Fragilariforma nitzschoides</i>	x	0	0	0	x	0	x	0	x	0	x	0	x	0	x	0	x	0	x	0	x	0	40	25	
				<i>Asterionella formosa</i>	0	0	0	0	320	44	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Tabellariales	Tabellariaceae	<i>Tabellaria flocculosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	100	0	0	0	0	0	0	0	0	x	0	
	Mediophyceae	Chaetocerotales	Chaetocerotaceae	<i>Chaetoceros sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Charophyta	Conjugatophyceae	Desmidiiales	Desmidiaceae	<i>Staurastrum spp</i>	0	0	0	0	40	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Charophyta	Conjugatophyceae	Zygnematales	Zygnemataceae	<i>Mougeotia sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	x	0	0	0		
Rhodophyta	Florideophyceae	Acrochaetiales	Acrochaetiaceae	<i>Audouiniella sp filamento</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	x	0	0	0		
				<i>Abundancia total (célL-1)</i>	0	0	40	100	720	100	1334	100	0	0	80	100	40	100	0	0	0	0	0	1772	98	160	100		
				<i>Riqueza de taxa (S)</i>			1		5		4		2		4		3		2		1		9		6				

Tabla 16. Composición taxonómica, abundancia (célL⁻¹), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del lago Tarahuín.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Taxa	100436		100521		C1	
					célL-1	%	célL-1	%	célL-1	%
Bacillariophyta	Coscinodiscophyceae	Aulacoseirales	Aulacoseiraceae	<i>Aulacoseira spp</i>	87942	67	59035	87	25408	99
		Coscinodiscales	Hemidiscaceae	<i>Actinocyclus sp</i>	0	0	0	0	0	0
	Mediophyceae	Stephanodiscales	Stephanodiscaceae	<i>Discostella stelligera</i>	40	0	40	0	40	0
				<i>Cyclostephanos aff. dubius</i>	40	0	x	0	0	0
	Bacillariophyceae	Surirellales	Surirellaceae	<i>Surirella sp</i>	0	0	x	0	0	0
	Fragilariophyceae	Fragilariales	Fragilariaceae	<i>Fragilaria crotonensis</i>	35091	27	7763	11	x	0
				<i>Asterionella formosa</i>	5682	4	1160	2	160	1
				<i>Ulnaria ulna</i>	0	0	40	0	0	0
				<i>Distirionella sp</i>	0	0	x	0	0	0
		Tabellariales	Tabellariaceae	<i>Tabellaria flocculosa</i>	0	0	0	0	x	0
Chlorophyta	Chlorophyceae	Tetrasporales	Sphaerocystidaceae	<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	957	1	0	0	x	0
		Sphaeropleales	Selenastraceae	<i>Kirchneriella lunaris</i>	0	0	x	0	0	0
Charophyta	Conjugatophyceae	Desmidiaceae	Desmidiaceae	<i>Staurastrum aff gracile</i>	x	0	40	0,1	x	0
Dinophyta	Dinophyceae	Gonyaulacales	Ceratiaceae	<i>Ceratium hirundinella</i>	120	0	40	0,1	0	0
		Peridinales	Peridiniaceae	<i>Peridinium cinctum</i>	280	0	40	0,1	x	0
Euglenophyta	Euglenophyceae	Euglenales	Phacaceae	<i>Lepocinclis sp</i>	1120	1	0	0	0	0
Cryptophyta	Cryptophyceae	Cryptomonadales	Cryptomonadaceae	<i>Cryptomonas sp</i>	120	0	0	0	0	0
Abundancia total (célL-1)					131.393	100	68.158	100	25.608	100
Riqueza de taxa (S)					11		12,00		8,00	

Tabla 17. Composición taxonómica, abundancia (célL⁻¹), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del lago Natri.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Taxa	100437		C1		100427		100600	
					célL-1	%	célL-1	%	célL-1	%	célL-1	%
Bacillariophyta	Coscinodiscophyceae	Aulacoseirales	Aulacoseiraceae	<i>Aulacoseira spp</i>	1721	70	1440	59	243	14	x	0
	Bacillariophyceae	Naviculales	Naviculaceae	<i>Navicula cryptotenella</i>	0	0	40	2	x	0	0	0
		Rhopalodiales	Rhopalodiaceae	<i>Epithemia sp</i>	0	0	0	0	40	2	0	0
		Surirellales	Surirellaceae	<i>Surirella sp</i>	40	2	x	0	0	0	0	0
	Fragilariophyceae	Fragilariales	Fragilariaceae	<i>Fragilaria crotonensis</i>	x	0	40	2	x	0	x	0
				<i>Asterionella formosa</i>	160	7	x	0	160	9	x	0
				<i>Fragilaria sp</i>	83	3	42	2	291	17	0	0
		Tabellariales	Tabellariaceae	<i>Tabellaria spp</i>	400	16	0	0	600	35	200	100
Chlorophyta	Chlorophyceae	Tetrasporales	Sphaerocystidaceae	<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	x	0	760	31	x	0	x	0
		Sphaeropleales	Scenedesmaceae	<i>Desmodesmus quadricauda</i>	0	0	0	0	333	19	0	0
	Trebouxiophyceae	Chlorellales	Chlorellaceae	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	0	0	x	0	x	0	0	0
	Chlorophyceae	Sphaeropleales	Selenastraceae	<i>Kirchneriella lunaris</i>	x	0	0	0	x	0	0	0
		Volvocales	Volvocaceae	<i>Eudorina elegans</i>	0	0	0	0	0	0	x	0
Charophyta	Conjugatophyceae	Desmidiiales	Desmidiaceae	<i>Staurastrum aff gracile</i>	x	0	80	3	40	2	x	0
Cryptophyta	Cryptophyceae	Cryptomonadales	Cryptomonadaceae	<i>Cryptomonas sp</i>	42	2	40	2	0	0	0	0
Dinophyta	Dinophyceae	Gonyaulacales	Ceratiaceae	<i>Ceratium hirundinella</i>	x	0	x	0	x	0	x	0
Abundancia total (célL-1)					2.446	100	2.442	100	1.708	100	200	100
Riqueza de taxa (S)					11		11		13		8	

Tabla 18. Composición taxonómica, abundancia (célL⁻¹), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del lago Tepuhueico.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Genero	E1		E2	
					célL-1	%	célL-1	%
Bacillariophyta (Diatomeas)	Coscinodiscophyceae	Aulacoseirales	Aulacoseiraceae	<i>Aulacoseira granulata</i>	x	0	0	0
		Thalassiosirales	Stephanodiscaceae	<i>Cyclotella</i> sp	0	0	40	3
		Rhizosoleniales	Rhizosoleniaceae	<i>Urosolenia eriensis</i>	666	47	x	0
	Bacillariophyceae	Naviculales	Naviculaceae	<i>Navicula</i> sp	666	47	0	0
		Surirellales	Surirellaceae	<i>Surirella</i> spp	80	6	x	0
Chlorophyta (clorofíceas)	Chlorophyceae	Tetrasporales	Sphaerocystidaceae	<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	0	0	x	0
	Trebouxiophyceae	Chlorellales	Oocystaceae	<i>Oocystis</i> sp	0	0	x	0
Charophyta (Carofitas)	Conjugatophyceae (Zygnematophyceae)	Desmiales	Desmidiaceae	<i>Staurodesmus triangularis</i>	x	0	0	0
Cryptophyta (Cry	Cryptophyceae	Cryptomonadales	Cryptomonadaceae	<i>Cryptomonas</i> sp	0	0	1332	97
Abundancia total (célL-1)					1.412	100	1.372	100,00
Riqueza de taxa (S)					5		6	

Tabla 19. Composición taxonómica, abundancia (célL⁻¹), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del lago San Antonio.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Taxa	E1		E2	
					célL-1	%	célL-1	%
Bacillariophyta	Coscinodiscophyceae	Aulacoseirales	Aulacoseiraceae	<i>Aulacoseira spp</i>	240	55	2663	33
	Bacillariophyceae	Eunotiales	Eunotiaceae	<i>Eunotia sp</i>	40	9	0	0
	Fragilariophyceae	Fragilariales	Fragilariaceae	<i>Fragilariforma nitzschioides</i>	x	0	2663	33
Chlorophyta	Chlorophyceae	Tetrasporales	Palmellopsidaceae	<i>Asterococcus sp</i>	x	0	0	0
Cyanobacteria	Cyanophyceae	Chroococcales	Chroococcaceae	<i>Aphanothece sp</i>	x	0	0	0
Cryptophyta	Cryptophyceae	Cryptomonadales	Cryptomonadaceae	<i>Cryptomonas spp</i>	0	0	1997	25
Dinophyta	Dinophyceae	Peridinales	Peridiniaceae	<i>Parvodinium sp</i>	160	36	666	8
Ochrophyta	Chrysophyceae	Synurales	Mallomonadaceae	<i>Mallomonas sp</i>	x	0	x	0
Abundancia total (célL-1)					440	100	7990	100
Riqueza de taxa (S)					7		4,00	

Tabla 20. Composición taxonómica, abundancia (célL⁻¹), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del lago Yelcho.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Taxa	C1		C2		C3		101521		101522		
					célL-1	%	célL-1	%	célL-1	%	célL-1	%	célL-1	%	
Bacillariophyta	Coscinodiscophyceae	Aulacoseirales	Aulacoseiraceae	<i>Aulacoseira granulata</i>	6042	7	2001	5	4441	11	17166	15	11204	10	
		Thalassiosirales	Stephanodiscaceae	<i>Cyclotella sp</i>	1332	2	666	2	160	0	1997	2	1997	2	
	Bacillariophyceae	Achnanthales	Achnanthidiaceae	<i>Achnanthidium sp</i>	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		Cymbellales	Gomphonemataceae	<i>Gomphoneis minuta</i>	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		Rhopalodiales	Rhopalodiaceae	<i>Rhopalodia gibba</i>	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0	
	Fragilariophyceae	Fragilariales	Fragilariaceae	<i>Asterionella formosa</i>	7042	9	4321	10	7362	17	16165	14	6402	5	
				<i>Diatoma sp</i>	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
				<i>Fragilaria crotonensis</i>	25765	32	5082	12	21727	51	10724	9	18366	16	
				<i>Tabellaria flocculosa</i>	39093	48	22927	53	x	0	62780	55	61020	52	
		Tabellariales	Tabellariaceae		520	1	7923	18	8483	20	2001	2	12044	10	
Ochrophyta	Chrysophyceae	Chromulinales	Dinobryaceae	<i>Dinobryon divergens</i>	0	0	x	0	0	0	0	0	0	0	
Chlorophyta	Trebouxiophyceae	Chlorellales	Chlorellaceae	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	0	0	x	0	0	0	0	0	0	0	
			Oocystaceae	<i>Nephrocystium lunatum</i>	0	0	x	0	x	0	x	0	x	0	
	Chlorophyceae	Volvocales	Volvocaceae	<i>Eudorina elegans</i>	x	0	x	0	x	0	x	0	x	0	
			Volvocaceae	<i>Volvox aureus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	x	0	
		Tetrasporales	Sphaerocystidaceae	<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	600	1	x	0	x	0	x	0	3201	3	
		Sphaeropleales	Selenastraceae	<i>Ankistrodemus falcatus</i>	0	0	0	0	0	0	x	0	0	0	
			Scenedesmaceae	<i>Willea irregularis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	x	0	
	Trebouxiophyceae	Chlorellales	Oocystaceae	<i>Oocystis lacustris</i>	x	0	0	0	0	0	x	0	x	0	
		Trebouxiophyceae ordo incertae sedis	Trebouxiophyceae incertae sedis	<i>Crucigenia sp</i>	x	0	x	0	x	0	0	0	x	0	
	Charophyta	Conjugatophyceae (Zygnematophyceae)	Desmidiaceae	<i>Cosmarium sp</i>	x	0	x	0	x	0	0	0	x	0	
<i>Staurastrum sp</i>				0	0	0	0	0	0	0	0	x	0		
<i>Elakathotrix gelatinosa</i>				0	0	0	0	x	0	0	0	0	0		
Cryptophyta	Cryptophyceae	Cryptomonadales	Cryptomonadaceae	<i>Cryptomonas sp</i>	200	0	0	0	80	0	3329	3	1997	2	
Dinophyta	Dinophyceae	Gonyaulacales	Ceratiaceae	<i>Ceratium sp</i>	x	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
				<i>Peridinium sp</i>	x	0	x	0	0	0	0	0	0	0	
				<i>Parvodinium sp</i>	x		666	2	0	0	0	0	0	0	
Euglenophyta (=Phy)	Euglenophyceae	Euglenales	Phacaceae	<i>Lepocinclis sp</i>	0	0	x	0	40	0	40	0	400	0	
				Abundancia total	80.714	100	43.585	100	42.294	100	114.242	100	116.632	100	
				Riqueza de taxa (S)	18		15		14		14		17		

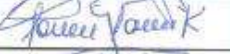
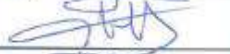
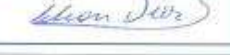
Tabla 21. Composición taxonómica, abundancia (célL⁻¹), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del lago Riesco.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Taxa	110038		110037		110048		C1	
					célL-1	%	célL-1	%	célL-1	%	célL-1	%
Bacillariophyta	Coscinodiscophyceae	Thalassiosirales	Stephanodiscaceae	<i>Cyclotella sp</i>	0	0	666	1	0	0	0	0
	Bacillariophyceae	Achnanthes	Achnanthesiaceae	<i>Achnanthes minutissimum</i>	0	0	0	0	666	1	666	1
		Bacillariales	Bacillariaceae	<i>Nitzschia spp</i>	0	0	0	0	x	0	0	0
		Cymbellales	Gomphonemataceae	<i>Gomphonema spp</i>	80	0	40	0	0	0	0	0
				<i>Gomphonema sp</i>	0	0	0	0	666	1	0	0
	Fragilariophyceae	Surirellales	Surirellaceae	<i>Surirella sp</i>	0	0	0	0	0	0	x	0
		Fragilariales	Fragilariaceae	<i>Asterionella formosa</i>	1000	1	2121	3	2601	4	1761	2
				<i>Fragilaria spp</i>	19975	23	10653	14	9321	13	8656	12
				<i>Hannaea arcus</i>	0	0	0	0	0	0	40	0
				<i>Ulnaria sp</i>	0	0	120	0	160	0	0	0
				<i>Meridion aff circulare</i>	0	0	666	1	0	0	0	0
				<i>Distrionella sp</i>	0	0	0	0	40	0	0	0
		Tabellariales	Tabellariaceae	<i>Tabellaria flocculosa</i>	66622	75	58619	80	55738	77	60740	83
Ochrophyta	Chrysophyceae	Chromulinales	Dinobryaceae	<i>Dinobryon divergens s</i>	0	0	666	1	1997	3	1332	2
Chlorophyta	Chlorophyceae	Chlamydomonadales	Volvocaceae	<i>Eudorina elegans</i>	x	0	x	0	x	0	x	0
		Volvocales	Volvocaceae	<i>Sphaerocystis Schroeteri s</i>	0	0	x	0	1280	2	0	0
Charophyta	Trebouxiophyceae	Chlorellales	Chlorellaceae	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	x	0	0	0	x	0	0	0
	Conjugatophyceae	Desmidiiales	Desmidiaceae	<i>Staurastrum aff denticulatum</i>	0	0	0	0	x	0	0	0
		Zygnematales	Zygnemataceae	<i>Mougeotia sp</i>	x	0	0	0	0	0	0	0
Cryptophyta	Cryptophyceae	Cryptomonadales	Cryptomonadaceae	<i>Cryptomonas sp</i>	666	1	0	0	0	0	0	0
Dinophyta	Dinophyceae	Peridinales	Peridiniaceae	<i>Peridinium sp</i>	x	0	0	0	0	0	0	0
Euglenophyta (=Phylum Euglenozoa)	Euglenophyceae	Euglenales	Phacaceae	<i>Lepocinclis sp</i>	40	0	0	0	80	0	0	0
Abundancia total (célL-1)					88382	100	73550	100	72550	100	73193	100
Riqueza de taxa (S)					10		10		14		8	

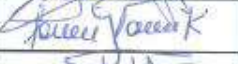
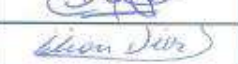
Tabla 22. Composición taxonómica, abundancia (célL⁻¹), abundancia relativa y riqueza de taxa por estación de muestreo y taxa del lago Sofía.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Género	E1		E2	
					célL-1	%	célL-1	%
Bacillariophyta (Diatomeas)	Coscinodiscophyceae	Aulacoseirales	Aulacoseiraceae	<i>Aulacoseira granulata</i>	120	3	240	3
		Thalassiosirales	Stephanodiscaceae	<i>Cyclotella cf ocellata</i>	3995	94	7324	97
	Bacillariophyceae	Cymbellales	Gomphonemataceae	<i>Gomphonema spp</i>	40	1	0	0
	Fragilariophyceae	Fragilariales	Fragilariaceae	<i>Asterionella formosa</i>	0	0	x	0
				<i>Fragilaria crotonensis</i>	40	1	0	0
Chlorophyta (Clorofíceas)	Chlorophyceae	Tetrasporales	Sphaerocystidaceae	<i>Sphaerocystis schroeteri s</i>	x	0	x	0
	Trebouxiophyceae	Chlorellales	Oocystaceae	<i>Oocystis cf marssonii</i>	40	1	0	0
Abundancia total					4.235	100	7.564	100
Riqueza de taxa (S)					6		4	

Tabla 23. Lista de asistentes al taller de difusión.

 INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO DEPARTAMENTO DE MEDIO AMBIENTE		
Actividades del día 18 de Abril de 2018 HOTEL GRAN PACIFICO PUERTO MONTT <u>Lista de asistencia</u>		
NOMBRE	INSTITUCIÓN	FIRMA
Hugo Guzmán D.	Marine Harvest	
Sandra Selva K	IFOP	
OSCAR HOFMANN	Salmones Austral	
Patricio Mejías Wagner	IFOP	
Sandra Vidal	WSP	
Claudia Paz Joz	IFOP	
Patricio Hahn Vawpi	IFOP	
Sandra Saavedra	IFOP	
Paola Kizojoso C	IFOP	
Roberto Urrut	IFOP	
Carolina Aguirre	IFOP	
Carolina Aguirre	IFOP	
Jorge Aguirre P.	IFOP	
Aldemar Pineda	ULA	
Carla Folos Simanelli	Nin Leon	
Gaston Vidal S.	IFOP	
Caroline Gomez	IFOP	
Liliana Jor	IFOP	
ORGANIZA  Instituto de Fomento Pesquero		

Continuación Tabla 23. Lista de asistentes al taller de difusión.

 INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO DEPARTAMENTO DE MEDIO AMBIENTE		
Actividades del día 18 de Abril de 2018 HOTEL GRAN PACIFICO PUERTO MONTT Lista de asistencia		
NOMBRE	INSTITUCIÓN	FIRMA
Hugo Guzmán D.	Marine Harvest	
Sandra Silva R	IFOP	
OSCAR HOFMANN	SALMONES AUSTRIA	
Pablo Mejías Wagner	IFOP	
Sandra Vidal	WSP	
Claudia Paz Jara	IFOP	
Pablo Hugo Vawter	IFOP	
Sandra Sarmiento	IFOP	
Paola Hinzoso C	IFOP	
Roberto Vera	IFOP	
Carolina Aguirre	IFOP	
Carolina Aguirre	IFOP	
Jorge Díaz P.	IFOP	
MARCO PINEDA	ULA	
Carla Falcón Simonelli	Ninecon	
Gustavo Vidal S.	IFOP	
Carolina Gómez	IFOP	
Liliana Jara	IFOP	

[illegible]

Tabla 24. Revisión de indicadores de trofia (nitrógeno total, fósforo total, clorofila *a* y transparencia) en el lago Ranco (en verde ultraoligotrofia; en azul oligotrofia; en naranja mesotrofia, en rojo eutrofia); * los datos están presentados como rangos.

Referencias	Época de muestreo	Lugar de muestreo	Medición en prof. (m)	Nitrógeno Total (µg/L)		Fósforo Total (µg/L)		Clorofila (µg/L)		Transparencia (m)
				Promedio	Ds	Promedio	Ds	Promedio	Ds	
UACH (Woelfl <i>et al.</i> 2011)	enero 2010-2011 (mensual)	RE1	160	30 - 60 *		< 14 *		0,2-2,3 *		12 - 20
		RE2	100							
		RE4	160							
II Etapa (Pesse <i>et al.</i> 2016a)	Primavera 2014	E3	0-40	52.0	8.0	6.0	1.0	0.8	0.1	8
		100972 (E1)	0-50	54.0	11.0	6.0	1.0	0.7	0.3	8
		101955 (E2)	0-40	92.0	50.0	22.0	36.0	1.0	0.6	9
		C1	0-180	55.0	21.0	5.0	1.0	0.7	0.2	8
		C2	0-100	101.0	115.0	6.0	1.0	0.7	0.1	8
III Etapa (Pesse <i>et al.</i> 2016b)	Otoño 2015	E3	0-40	23.0	7.8	6.0	2.9	1.1	0.4	
		100972 (E1)	0-50	36.3	19.0	6.1	3.9	1.3	0.3	8
		101955 (E2)	0-50	26.8	14.3	37.2	75.0	0.9	0.4	
		C1	0-180	44.2	28.4	6.0	1.9	1.1	0.2	12
		C2	0-100	26.9	23.3	5.7	1.9	1.0	0.2	11
IV Etapa (Pesse <i>et al.</i> 2017)	Verano 2017	E3	0-40	66.3	6.7	5.6	0.7	0.72	0.38	15
		100972 (E1)	0-50	75.9	13.4	6.3	0.9	0.54	0.28	17
		101955 (E2)	0-50	75.7	11.8	6.5	1.2	0.65	0.34	11
		C1	0-180	75.7	12.7	6	0.8	0.46	0.33	17
		C2	0-100	70.6	9.4	5.5	0.5	s/m	s/m	15
V Etapa	Primavera 2017	E3	0-40	36.9	2.6	<5		0.42	0.24	11.3
		100972 (E1)	0-50	47	3.5	<5		0.61	0.19	10.3
		101955 (E2)	0-50	43.5	4.6	<5		0.49	0.24	12
		C1	0-180	43.3	10.9	6	0.6	0.55	0.53	14.1
		C2	0-100	38.1	3.9	<5		0.33	0.11	15

Tabla 25. Revisión de indicadores de trofia (nitrógeno total, fósforo total, clorofila *a* y transparencia) en el lago Puyehue (en verde ultraoligotrofia; en azul oligotrofia; en naranja mesotrofia, en rojo eutrofia).

Referencias	Época muestreo	Lugar de muestreo	Medición en prof. (m)	Nitrógeno Total (µg/L)		Fósforo Total (µg/L)		Clorofila (µg/L)		Transparencia (m)
				Promedio	Ds	Promedio	Ds	Promedio	Ds	
II Etapa (Pesse <i>et al.</i> 2016a)	Primavera 2014	E3	0-20	45.0	45.0	8.0	3.0	1.4	0.2	9
		100578 (E2)	0-50	57.0	13.0	10.0	1.0	1.4	0.2	10
		100205 (E1)	0-50	65.0	23.0	8.0	2.0	0.7	0.3	9
		C1	0-120	75.0	23.0	10.0	1.0	0.6	0.4	12
		C2	0-120	65.0	27.0	10.0	3.0	0.9	0.4	11.5
III Etapa (Pesse <i>et al.</i> 2016b)	Otoño 2015	E3	0-20	44.3	12.3	40.0	56.3	1.0	0.3	6
		100578 (E2)	0-50	62.0	15.3	6.7	1.6	0.6	0.1	5
		100205 (E1)	0-50	77.3	21.2	8.7	3.2	1.5	2.0	6
		C1	0-120	121.4	40.4	8.4	3.4	1.2	0.9	
		C2	0-80	105.0	35.7	10.0	3.9	1.0	0.4	
IV Etapa (Pesse <i>et al.</i> 2017)	Verano 2017	E3	0-20	50.7	3.0	5.5	0.5	0.9	0.7	5
		100578 (E2)	0-50	93.9	12.4	6.6	0.4	1.4	0.6	5
		100205 (E1)	0-50	118.8	18.2	8.7	3.3	2.3	2.3	3
		C1	0-120	165.7	47.7	7.6	2.5	1.8	2.5	5
		C2	0-80	79.7	17.3	5.9	1.2	1.3	0.9	5
V Etapa	Invierno 2017	E3	0-20	165.1		<5		0.77	0.22	8.7
		100578 (E2)	0-50	142.3	7.44	<5		0.41	0.12	7
		100205 (E1)	0-50	157.2	8.8	5.6	0.1	0.28	0.09	8.2
		C1	0-120	153.7	3.5	<5		0.39	0.11	10
		C2	0-80	148.7	6.1	<5		0.39	0.14	10

Tabla 26. Revisión de indicadores de trofia (nitrógeno total, fósforo total, clorofila a y transparencia) en el lago Rupanco (en verde ultraoligotrofia; en azul oligotrofia; en naranja mesotrofia, en rojo eutrofia).

Referencias	Época muestreo	Lugar de muestreo	Medición en prof. (m)	Nitrógeno Total (µg/L)		Fósforo Total (µg/L)		Clorofila (µg/L)		Transparencia (m)
				Promedio	Ds	Promedio	Ds	Promedio	Ds	
I Etapa (Woelfl <i>et al.</i> 2013)	Primavera 2012	101707	0-140	54.4	3.1	6.0	1.0	1.0	0.7	13.3
		100081	0-40	58.3	2.2	7.0	0.0	0.8	0.3	11.4
		100389	0-20	61.3	2.7	7.0	0.0	1.0	0.1	11
		100522	0-100	60.9	6.5	7.0	0.0	1.3	0.8	12.9
		100625	0-60	63.5	6.8	6.0	1.0	1.6	0.1	14.5
		101851	0-100	57.8	0.6	5.0	0.0	1.4	0.3	11.7
		101862	0-60	59.8	2.1	7.0	0.0	1.0	0.4	11.9
		C1	0-100	62.5	11.5	6.0	1.0	1.4	0.4	13
II Etapa (Pesse <i>et al.</i> 2016a)	Primavera 2014	C2	0-260	56.7	5.5	6.0	1.0	1.4	0.4	11.7
		101707	0-140	73.0	9.0	17.0	18.0	0.9	0.9	12
		100081	0-40	107.0	129.0	9.0	4.0	0.9	0.6	13
		100389	0-20	71.0	181.0	9.0	17.0	1.7	0.3	13
		100522	0-100	145.0	144.0	14.0	11.0	0.6	0.6	13
		100625	0-60	70.0	6.0	6.0	1.0	1.1	0.1	12
		101851	0-100	57.0	5.0	5.0	0.0	0.6	0.6	7
		101862	0-60	70.0	6.0	6.0	0.0	1.6	1.2	9
III Etapa (Pesse <i>et al.</i> 2016b)	Primavera 2015	C1	0-100	67.0	13.0	7.0	1.0	1.3	0.4	13
		C2	0-260	44.0	24.0	6.0	1.0	1.3	0.4	13
		101707	0-140	43.0	18.2	3.0	2.8	0.4	0.4	7
		100081	0-40	31.0	1.0	3.5	0.7	0.7	0.4	
		100389	0-20	64.7	58.1	8.7	8.3	1.0	1.0	9
		100522	0-100	33.0	5.6	10.0	10.0	0.3	0.3	
		100625	0-60	36.3	17.6	31.0	44.2	0.5	0.3	12
		101851	0-100	32.7	8.0	2.5	0.7	0.4	0.0	
IV Etapa (Pesse <i>et al.</i> 2017)	Verano 2017	101862	0-60	31.7	5.1	10.0	10.0	0.8	0.4	
		C1	0-100	34.9	14.7	3.5	1.2	0.6	0.3	12
		C2	0-260	58.7	25.2	6.8	4.0	0.5	0.2	10
		101707	0-140	79.0	16.7	2.2	1.2	0.4	0.3	11.5
		100081	0-40	25.0	21.2	1.3	0.5	0.5	0.1	12.5
		100389	0-20	87.0		9.3	12.7	1.0	0.3	10.5
		100522	0-100	31.0		2.8	1.9	0.4	0.2	14
		100625	0-60	83.0		2.0	1.7	0.7	0.3	15
V Etapa	Invierno 2017	101851	0-100	46.0	16.3	15.8	26.3	0.8	0.6	14.0
		101862	0-60	31.5	1.0	3.2	1.8	0.8	0.5	11.2
		C1	0-100	58.5	24.0	11.5	23.7	0.7	0.4	11
		C2	0-260	42.3	24.3	1.7	0.6	0.3	0.2	10
		101707	0-140	53.7	1.8	<5		1.0	0.3	10
		100081	0-40	53.7	5.3	13.1		1.1	0.1	14
		100389	0-20	48.5	8.2	7		1.15	0.13	13
		100522	0-100	50.3	15.7	5.3		0.7	0.3	13
V Etapa	Invierno 2017	100625	0-60	53.2	4	<5		1.33	0.29	12
		101851	0-100	57.3	15.1	6.6	2	0.72	0.32	10.5
		101862	0-60	48.5	2.1	7.5	0.3	0.87	0.17	11
		C1	0-100	49	7.2	<5		1.13	0.22	10
		C2	0-260	53.1	10.6	5.2		0.71	0.4	17

Tabla 27. Revisión de indicadores de trofia (nitrógeno total, fósforo total, clorofila a y transparencia) en el lago Llanquihue (en verde ultraoligotrofia; en azul oligotrofia; en naranja mesotrofia, en rojo eutrofia)

Referencias	Época muestreo	Lugar de muestreo	Medición en prof. (m)	Nitrógeno Total (µg/L)		Fósforo Total (µg/L)		Clorofila a (µg/L)		Transparencia (m)
				Promedio	Ds	Promedio	Ds	Promedio	Ds	
Uach 1993 (Soto et al 1993)	agosto 1990-agosto 1992	12	3 prof.	sin datos		Datos dudosos		2,8-8,5		8,0-14
Campos et al (1988)	1981-1982 (mensual)	Ensenada	5 prof (0-100)	sin datos		Datos dudosos (probablemente entre 3-5 ug/L)		0,043-1,15		14-21
I Etapa (Woelfl et al. 2013)	Primavera 2012	101866	0-45	58.3	18.2	5.0	1.0	0.6	0.0	15
		100100	0-35	27.1	1.2	5.0	0.0	0.6	0.1	14
		100510	0-27	38.2	10.5	6.0	1.0	0.8	0.2	16
		100332	0-50	47.6	13.4	6.0	2.0	1.1	0.3	17
		100507	0-50	50.0	13.0	7.0	1.0	0.9	0.2	18
		100204	0-60	33.6	7.3	6.0	1.0	0.8	0.2	19
		100545	0-20	36.1	5.0	6.0	0.0	0.7	0.1	19
		100627	0-29	46.2	20.7	6.0	1.0	1.0	0.2	16
		100628	0-30	52.6	21.1	6.0	1.0	0.6	0.2	22
		100370	0-50	32.8	1.2	6.0	1.0	0.9	0.3	22
		100390	0-70	32.7	6.9	6.0	1.0	1.0	0.3	22
		100070	0-10	78.6	11.6	13.0	2.0	1.0	0.9	11.5
		C1	0-300	36.2	4.6	6.0	1.0	0.7	0.1	25
II Etapa (Pesce et al. 2016a)	Otoño 2014	C2	0-250	43.7	14.3	7.0	3.0	0.9	0.1	17
		101866	0-45	45.0	14.0	8.0	1.0	1.1	0.1	12
		100100	0-35	62.0	9.0	12.0	2.0	1.2	0.2	12
		100510	0-27	29.0	6.0	7.0	1.0	1.0	0.1	16
		100332	0-50	37.0	6.0	8.0	2.0	0.9	0.0	16
		100507	0-50	29.0	3.0	5.0	1.0	0.7	0.0	15
		100204	0-60	50.0	25.0	6.0	1.0	0.5	0.1	18
		100545	0-20	32.0	4.0	5.0	1.0	0.8	0.6	16
		100627	0-29	72.0	4.0	7.0	2.0	0.7	0.1	12
		100628	0-30	31.0	9.0	6.0	1.0	0.5	0.0	15
		100370	0-50	52.0	11.0	7.0	2.0	0.6	0.0	16
		100390	0-70	48.0	4.0	7.0	2.0	0.8	0.1	13
		100070	0-10	50.0	8.0	8.0	1.0	1.5	0.5	11
		C1	0-300	42.0	16.0	5.0	1.0	0.8	0.1	18
		C2	0-250	49.0	33.0	5.0	1.0			15

Continuación Tabla 27. Revisión de indicadores de trofía (nitrógeno total, fósforo total, clorofila a y transparencia) en el lago Llanquihue (en verde ultraoligotrofia; en azul oligotrofia; en naranja mesotrofia, en rojo eutrofia).

Referencias	Época muestreo	Lugar de muestreo	Medición en prof. (m)	Nitrógeno Total (µg/L)		Fósforo Total (µg/L)		Clorofila a (µg/L)		Transparencia (m)
				Promedio	Ds	Promedio	Ds	Promedio	Ds	
III Etapa (Pesse <i>et al.</i> 2016b)	Invierno 2015 (Agosto)	101866	0-45	71.7	19.6	1.7	0.6	0.4	0.2	10
		100100	0-35	130.0	95.1	42.0	69.3	0.4	0.1	10
		100510	0-27	136.3	5.0	1.0	1.0	0.0	0.0	10
		100332	0-50	86.7	15.0	62.5	85.6	0.0	0.0	10
		100507	0-50	44.0	1.0	3.7	2.9	0.1	0.1	12
		100204	0-60	47.3	7.4	43.7	71.3	0.0	0.0	12
		100545	0-20	80.0	23.8	83.0	139.4	0.1	0.1	12
		100627	0-29	43.7	1.5	6.3	3.5	1.6	0.5	12
		100628	0-30	79.3	70.0	3.7	1.5	1.4	0.1	12
		100370	0-50	74.3	34.2	4.3	2.3	1.5	0.8	8
		100390	0-70	75.0	19.0	4.0	1.0	1.0	0.2	8
		100070	0-10	56.0	2.6	4.3	3.2	1.6	0.5	8
		C1	0-300	81.3	20.7	5.2	1.8	3.6	5.4	12
		C2	0-250	67.4	26.7	3.4	1.9	1.4	0.2	18
	Verano 2015 (Enero)	101866	0-45	21.0	2.1	3.3	2.3	0.7	0.2	
		100100	0-35	30.7	17.4	2.3	1.5	0.6	0.4	
		100510	0-27	40.0	40.0	2.0	0.7	0.7	0.1	
		100332	0-50	38.3	15.0	2.7	0.6	0.8	0.0	
		100507	0-50	22.7	16.3	2.7	0.6	0.8	0.3	
		100204	0-60	17.0	17.0	1.5	0.7	0.9	0.2	
		100545	0-20	34.5	33.2	2.0	0.0	0.9	0.3	
		100627	0-29	14.5	4.9	1.7	1.2	0.2	0.1	
		100628	0-30	13.0	3.0	2.3	0.6	0.3	0.1	
		100370	0-50	10.0	10.0	8.0	1.0	0.1	0.1	
		100390	0-70	28.7	15.0	2.0	1.0	0.2	0.1	
		100070	0-10	69.0	49.9	3.3	2.3	0.4	0.2	
		C1	0-300	44.0	60.8	2.0	0.7	0.1	0.1	
		C2	0-250	42.5	35.4	2.6	1.1	0.1	0.1	
	Verano 2016 (Enero)	101866	0-45	44.0	13.1	3.0	2.6	1.0	0.4	11
		100100	0-35	34.7	10.7	4.0	1.4	1.0	0.2	11
		100510	0-27	83.3	75.9	214.3	343.0	0.7	0.1	10
		100332	0-50	29.7	20.2	37.0	53.9	0.8	0.1	11
		100507	0-50	27.7	14.2	6.3	6.7	0.2	0.1	12
		100204	0-60	51.3	50.4	15.7	12.7	1.0	0.2	9.5
		100545	0-20	33.3	9.3	2.7	0.6	0.1	0.1	9
		100627	0-29	90.3	23.4	36.0	35.4	0.3	0.2	15
		100628	0-30	73.0	8.2	14.7	11.8	0.2	0.1	10
		100370	0-50	84.7	54.3	11.0	14.1	0.1	0.0	10.5
		100390	0-70	107.3	13.1	4.3	5.8	0.2	0.0	11
		100070	0-10	98.7	12.7	6.3	3.5	0.7	0.7	6.5
		C1	0-300	125.3	26.8	4.8	5.7	0.1	0.0	17
		C2	0-250	153.7	51.8	1.7	0.8	0.1	0.1	10.5

Continuación Tabla 27. Revisión de indicadores de trofia (nitrógeno total, fósforo total, clorofila a y transparencia) en el lago Llanquihue (en verde ultraoligotrofia; en azul oligotrofia; en naranja mesotrofia, en rojo eutrofia).

Referencias	Época muestreo	Lugar de muestreo	Medición en prof. (m)	Nitrógeno Total (µg/L)		Fósforo Total (µg/L)		Clorofila a (µg/L)		Transparencia (m)
				Promedio	Ds	Promedio	Ds	Promedio	Ds	
IV Etapa (Pesse et al. 2017)	Primavera 2016	101866	0-45	59.2	9.6	5.5	0.6	0.4	0.1	11
		100100	0-35	82.1	48.8	5.6	0.5	0.4	0.1	15
		100510	0-27	56.8	3.9	7.4		0.5	0.2	14
		100332	0-50	61.3	3.7	5.4	0.7	0.7	0.2	11
		100507	0-50	54.3	3.9	5.4		0.5	0.2	14
		100204	0-60	58.0	7.5	5.3	0.5	0.4	0.2	15
		100545	0-20	82.2	2.2	6.2	1.7	0.4	0.1	15
		100627	0-29	64.4	5.2	5.5	0.9	0.4	0.1	14
		100628	0-30	110.6	97.4	55.8	87.7	0.9	1.1	12
		100370	0-50	65.8	5.0	6.1	0.8	0.4	0.1	19
		100390	0-70	50.8	3.1	5.4	0.3	0.4	0.2	13
		100070	0-10	84.0	2.9	9.7	0.6	1.1	0.1	10
		C1	0-300	59.6	10.5	6.2	1.2	0.4	0.4	17
V Etapa	Invierno 2017	C2	0-250	64.7	8.4	6.8	2.1	0.5	0.3	19
		101866	0-45	50.4	9.6	< 5		1.0	0.1	12
		100100	0-35	55.0	2.1	5.0		0.9	0.2	10
		100510	0-27	50.6	3.9	< 5		1.0	0.1	13
		100332	0-50	66.2	4.5	5.1		1.0	0.1	7
		100507	0-50	54.9	4.6	< 5		1.0	0.1	16
		100204	0-60	50.2	3.1	< 5		1.0	0.0	17
		100545	0-20	48.1	2.5	< 5		1.1	0.1	13
		100627	0-29	43.0	4.0	< 5		1.1	0.3	10
		100628	0-30	52.4	3.7	< 5		1.1	0.2	13
		100370	0-50	47.8	5.1	< 5		0.7	0.1	16
		100390	0-70	48.2	4.1	< 5		0.7	0.2	15
		100070	0-10	59.5	1.7	6.3		1.1	0.2	7
		C1	0-300	45.3	9.6	5.9	0.4	0.6	0.3	17.5
		C2	0-250	46.9	8.3	5.6	0.2	0.5	0.3	15

Tabla 28. Revisión de indicadores de trofia (nitrógeno total, fósforo total, clorofila a y transparencia) en el lago Chapo (en verde ultraoligotrofia; en azul oligotrofia; en naranja mesotrofia, en rojo eutrofia).

Referencias	Época muestreo	Lugar de muestreo	Medición en prof. (m)	Nitrógeno Total (µg/L)		Fósforo Total (µg/L)		Clorofila a (µg/L)		Transparencia (m)
				Promedio	Ds	Promedio	Ds	Promedio	Ds	
I Etapa (Woelfl <i>et al.</i> 2013)	Primavera 2012	100394	0-20	65.6	2.7	5.5	1.0	6.1	1.2	6
		101291	0-80	72.1	5.2	7.3	2.7	5.1	1.3	7.5
		101332	0-80	75.9	5.5	6.0	1.0	3.8	1.0	8
		101051	0-250	79.6	17.5	6.0	0.0	5.5	0.0	7.5
		100678	0-190	84.2	8.9	6.0	0.0	5.2	0.0	9
		101278	0-40							
		C1	0-250	77.1	5.4	6.0	0.0	5.3	0.6	8.5
		C2	0-290	72.1	6.8	6.0	1.0	5.1	1.7	6
II Etapa (Pesce <i>et al.</i> 2016a)	Otoño 2014	100394	0-20	55.0	10.0	5.0	2.0	0.8	0.6	4
		101291	0-80	40.0	5.0	4.0	1.0	1.3	0.3	5
		101332	0-80	56.0	23.0	9.0	4.0	1.3	0.7	6
		101051	0-250	54.0	11.0	5.0	2.0	1.7	1.7	7
		100678	0-190	57.0	16.0	5.0	2.0	2.0	2.0	6
		101278	0-40							
		C1	0-250	60.0	12.0	5.0	1.0	0.9	0.2	5
		C2	0-290	79.0	17.0	5.0	1.0	1.7	0.1	6
III Etapa (Pesce <i>et al.</i> 2016b)	Primavera - Verano 2015	100394	0-20	67.7	15.1	10.0	6.2	6.0	6.3	3
		101291	0-80	36.0	27.8	5.8	8.8	2.7	0.7	2.5
		101332	0-80	80.8	40.6	24.5	29.0	1.8	0.2	3
		101051	0-250	63.5	2.1	1.0	1.0	1.4	0.3	3.5
		100678	0-190	59.3	21.5	3.0	0.0	1.0	1.1	2.5
		101278	0-40	59.0	29.4	2.3	1.2	1.7	0.3	2.5
		C1	0-250	41.8	31.8	5.1	4.5	1.5	0.5	
		C2	0-290	36.4	14.1	5.2	7.5	1.8	0.4	3
IV Etapa (Pesce <i>et al.</i> 2017)	Invierno - Primavera 2016	100394	0-20	68.4	4.1	6.6	0.6	0.8	0.3	5
		101291	0-80	67.1	6.7	7.4	4.8	0.2	0.2	13
		101332	0-80	74.2	33.2	19.9	21.1	0.3	0.1	14.5
		101051	0-250	69.3	8.1	5.0	0.0	0.5	0.4	12
		100678	0-190	67.7	9.9	5.6	0.8	0.6	0.3	9
		101278	0-40	65.9	7.5	5.0	0.0	0.9	0.2	12
		C1	0-250	76.5	10.5	5.4	0.7	0.3	0.3	15.5
		C2	0-290	74.4	10.9	5.4	0.5	0.3	0.4	15
V Etapa	Otoño 2017	100394	0-20	61.4	3.4	5.4	0.3	0.6	0.4	5
		101291	0-80	66.8	23.8	<5		0.7	0.3	5
		101332	0-80	50.6	10.9	<5		0.7	0.3	7
		101051	0-250	59.9	9.5	<5		0.8	0.2	11.7
		100678	0-190	51.0	12.3	6.5		0.4	0.2	7
		101278	0-40	49.4	7.0	<5		0.6	0.1	12.7
		C1	0-250	59.8	14.1	5.1	0.1	0.6	0.6	12.5
		C2	0-290	54.0	12.2	10.0		0.5	0.5	9.5

Tabla 29. Revisión de indicadores de trofia clásicos y del modelo conceptual nutriente color en el lago Popetán (en verde ultraoligotrofia; en azul oligotrofia; en naranja mesotrofia, en rojo eutrofia).

Referencia	Época de muestreo	Lugar de muestreo	Medición en prof. (m)	Transparencia (m)	Nitrógeno Total (µg/L)		Fósforo Total (µg/L)		Clorofila (µg/L)		Color (Pt, mg/L)	
					Rango		Rango		Rango		Rango	
Prado-Friedler <i>et al.</i> 1999 (FIP IT 97 40)	De febrero 98 a enero 99	---	0 - 10	3 - 4,5	124,5 - 896,2		8,9 - 112,75		0,14 - 6,81		----	
					Promedio	Ds	Promedio	Ds	Promedio	Ds	Promedio	Ds
III Etapa (Pesse <i>et al.</i> 2016b)	Verano 2016	E1	0 - 15	2.5	93.5	4.4	8.5	5.5	2.3	0.5	87.9	27.2
		E2	0 - 15	2.5	90	10	3.3	1.9	2.03	0.97	149.8	23.6
IV Etapa (Pesse <i>et al.</i> 2017)	Invierno 2016	E1	0 - 15	4.5	210	3.0	8.2	0.7	0.9	0.2	34.4	7.9
		E2	0 - 15	4.5	199	11	8.1	0.4	0.8	0.1	33.4	3.4
V Etapa	Invierno 2017	E1	0 - 15	2.9	222.6	17.7	6.5	0.3	1.1	0.6	51.5	1.5
		E2	0 - 15	3.3	217.8	11.9	6.7	0.0	1.2	0.2	52.6	4.3

Tabla 30. Revisión de indicadores de trofia clásicos y del modelo conceptual nutriente color en el sistema lacustre Huillínco - Cucao (en verde ultraoligotrofia; en azul oligotrofia; en naranja mesotrofia, en rojo eutrofia).

Referencia	Época de muestreo	Sector	Lugar de muestreo	Medición en prof. (m)	Transparencia (m)	Nitrógeno Total (µg/L)		Fósforo Total (µg/L)		Clorofila (µg/L)		Color (Pt, mg/L)	
						Promedio	Ds	Promedio	Ds	Promedio	Ds	Promedio	Ds
Campos <i>et al.</i> 1997 (FIP IT 96 54)	Primavera 1996-1997	Cucao	Centro del lago	0 -20	---	2448.7	1903.8	215.1	215.6	4,4**	1.9	---	---
			Balsas- Jaulas	*	---	1651.3	1267.3	197.7	280.2	---	---	---	---
		Huillínco	Centro del lago	0 - 50	---	4037.7	3650.6	309.2	321.7	3,9**	2.2	---	---
			Balsas- Jaulas	*	---	2295.1	1578.5	190	148.9	---	---	---	---
	Verano 1997	Cucao	Centro del lago	0 -20	---	1622.8	1869	90.5	56.4	3,2**	1.4	---	---
			Balsas- Jaulas	*	---	1727.3	1131.9	314.7	348.3	---	---	---	---
		Huillínco	Centro del lago	0 - 50	---	7542.6	6606.4	118.1	94.1	3,1**	1.5	---	---
			Balsas- Jaulas	*	---	2460.4	2475.5	135.4	67.9	---	---	---	---
	Otoño 1997	Cucao	Centro del lago	0 -20	---	2822.4	2136.8	222.1	134.3	4,2**	5	---	---
			Balsas- Jaulas	*	---	3143.8	967.7	9734.9	16245	---	---	---	---
		Huillínco	Centro del lago	0 - 50	---	7713.8	6957.3	1162.1	1576	2,9**	2.7	---	---
			Balsas- Jaulas	*	---	1967.6	412.3	368.6	301.7	---	---	---	---
	Invierno 1997	Cucao	Centro del lago	0 -20	---	5371.1	2687.8	364.4	87.8	1,9**	1.6	---	---
			Balsas- Jaulas	*	---	5170.9	333.6	382.7	101.4	---	---	---	---
		Huillínco	Centro del lago	0 - 50	---	12694.9	9810.5	398.1	149.8	1,3**	1.1	---	---
			Balsas- Jaulas	*	---	5218.8	1913.8	356.5	98.7	---	---	---	---
I Etapa (Woelfl <i>et al.</i> 2013)	Primavera 2012	Huillínco	100617	0 - 30	2	2988.1	3809.1	95.1	140.6	2.9	1.4	---	---
			100520	0 - 40	2	3775.4	4571.2	140.9	165.7	3.9	1.5	---	---
			C1	0 - 45	2	3836.9	3316.1	178.7	177.2	0.6	0.8	---	---
			101212	0 - 20	1.5	843.5	349.5	46.1	57.5	1.4	0.8	---	---
			100968	0 - 5	1.8	404.9	7.4	11.7	0.6	2.3	0.4	---	---
			100616	0 - 5	1.5	483.1	50.6	11.9	0.2	2.1	0.4	---	---
II Etapa (Pesse <i>et al.</i> 2016a)	Invierno 2015	Cucao	E 3	0 - 5	2	235	45	7	3	0.6	0.1	111.0	3.0
			C 2	0 - 20	2	424	307	69	85	0.8	1	74.5	36.4
			C 1	0 - 20	2	272	99	7	2	0.5	0.6	65.0	38.3
			E 2	0 -10	2	219	71	5	1	0.5	0.2	92.6	31.9
			100618 (E1)	0 - 5	2	260	29	4	1	0.6	1	112.4	3.0
		Huillínco	100617	0 - 30	2	1557	2374	30	34	0.39	0.27	101.4	53.0
			100520	0 - 40	2	3957	4626	325	519	---	---	220.3	176.3
			C 1	0 - 45	2	3728.7	3037.2	111.6	104.3	0.27	0.17	190.2	97.9
			101212	0 - 20	3	1118	1643	21	17	1.05	1.36	98.1	48.1
			100968	0 - 5	2	277	112	15	2	0.25	0.36	108.2	8.9
			100616	0 - 5	2	297	161	375	516	0.56	---	104.7	2.0

Continuación Tabla 30. Revisión de indicadores de trofia clásicos y del modelo conceptual nutriente color en el sistema lacustre Huillinco - Cucao (en verde ultraoligotrofia; en azul oligotrofia; en naranja mesotrofia, en rojo eutrofia).

Referencia	Época de muestreo	Sector	Lugar de muestreo	Medición en prof. (m)	Transparencia (m)	Nitrógeno Total (µg/L)		Fósforo Total (µg/L)		Clorofila (µg/L)		Color (Pt, mg/L)	
						Promedio	Ds	Promedio	Ds	Promedio	Ds	Promedio	Ds
III Etapa (Pesse <i>et al.</i> 2016b)	Verano 2016	Cucao	E 3	0 - 5	2.6	2417.2	593.6	400***	0	1.7	0.3	295.5	26.7
			C 2	0 - 20	2.7	2356.6	75.9	300***	81.6	0.8	0.8	192.8	10.3
			C 1	0 - 20	2.6	2194.8	351.4	280***	83.7	0.8	0.5	137.4	33.5
			E 2	0 - 10	2.9	2793.3	329.8	400***	100	1.2	0.6	280.9	22.2
			100618 (E1)	0 - 5	2.8	1962.6	61.5	350	70.7	1.4	0.4	245.2	8.9
		Huillinco	100617	0 - 30	2.5	3371.6	3353.6	266,7***	81.6	1.1	0.3	212.3	21.7
			100520	0 - 40	2.7	5282.0	5632.2	933,3***	618.6	0.4	0.5	173.0	50.0
			E 18	0 - 40	3	4989.3	3710.4	1050***	858.3	0.4	0.5	179.6	110.3
			C 1	0 - 45	2.6	6045.6	6165.1	712,5***	398	0.4	0.6	174.9	90.1
			101212	0 - 20	2.6	2403.8	1216.7	580***	349.3	1.1	1.0	216.3	28.2
			100968	0 - 5	2.8	2104	109.1	250***	70.7	1.4	0.2	259.9	11.9
			100616	0 - 5	2.7	1984	180.4	300***	141.4	2.1	1.3	283.0	14.8
IV Etapa (Pesse <i>et al.</i> 2017)	Invierno 2016	Cucao	E 3	0 - 5	2.5	161.4	0.5	11.4	1.7	4.1	1.9	43.8	3.0
			C 2	0 - 20	2.9	163.0	26.3	16.6	5.0	1.9	2.0	35.9	11.3
			C 1	0 - 20	3.0	164.6	2.3	20.8	9.3	1.9	0.9	36.7	6.9
			E 2	0 - 10	2.5	153.9	5.2	13.5	2	2.3	1.1	45.9	7.3
			100618 (E1)	0 - 5	3.0	140.0	2.3	14.4	0.3	3.8	1.6	43.8	8.9
		Huillinco	100617	0 - 30	2.5	1143.8	1436.6	56.5	75.8	1.7	2.7	96.3	51.4
			100520	0 - 40	3.0	2944.7	3646.4	85.0	102.6	0.4	0.4	90.9	43.8
			E 18	0 - 45	2.8	3091.6	2930.8	173.9	275.7	1.1	1.3	101.5	58.4
			C 1	0 - 45	2.0	3630.7	4062.8	110.2	125	0.9	1.2	120.9	81.8
			101212	0 - 20	---	1797.1	2076.4	26	23.8	1.3	1.7	77.8	41.5
			100968	0 - 5	3.0	211	215.1	16	3.7	5.1	3.3	62.7	17.8
			100616	0 - 5	3.0	239	25.5	52.4	51.3	2.0	0.1	81.6	26.7
V Etapa	Invierno 2017	Cucao	E 3	0 - 5	1.5	267.3	17.4	11.7	0.1	0.4	0.1	83.2	14.4
			C 2	0 - 20	1.7	216.1	13.6	24.3	20.9	0.2	0.1	67.3	14.0
			C 1	0 - 20	1.5	257.2	53.4	14.7	3.1	0.2	0.1	63.1	21.1
			E 2	0 - 10	1.5	358.4	122.3	70.8	103.0	0.6	0.7	61.8	19.3
			100618 (E1)	0 - 15	1.7	228.5	21.9	15.0	3.3	0.2	0.0	69.1	12.9
		Huillinco	100617	0 - 30	1.6	1874.2	2386.6	36.3	29.4	0.1	0.1	46.6	26.9
			100520	0 - 40	1.1	3664.1	4668.3	93.1	113.5	0.2	0.3	72.5	67.7
			E 18	0 - 40	1.3	2290.0	2305.5	84.2	81.4	0.2	0.2	71.5	44.5
			C 1	0 - 45	1.5	3403.1	3547.6	94.1	91.0	0.1	0.1	63.6	23.7
			101212	0 - 20	1.3	1571.3	2652.9	29.2	21.0	0.1	0.1	56.2	24.0
			100968	0 - 5	1.1	331.3	11.7	24.2	1.4	0.3	0.0	53.4	0.4
			100616	0 - 5	1.1	328.2	7.2	22.4	0.6	0.2	0.0	54.4	0.4

Tabla 31. Revisión de indicadores de trofia clásicos y del modelo conceptual nutriente color en el lago Tarahuín (en verde ultraoligotrofia; en azul oligotrofia; en naranja mesotrofia, en rojo eutrofia).

Referencia	Época de muestreo	Lugar de muestreo	Medición en prof. (m)	Transparencia (m)	Nitrógeno Total (µg/L)		Fósforo Total (µg/L)		Clorofila (µg/L)		Color (Pt, mg/L)	
					Promedio	Ds	Promedio	Ds	Promedio	Ds	Promedio	Ds
Campos <i>et al.</i> 1997 (FIP IT 96 54)	Primavera 1996-1997	Centro del lago	0 - 35	---	136.2	41	23.3	13.1	5,2**	2.7	---	---
	Verano 1997		0 - 35	---	167	93.4	15.4	8.8	6,3**	1.6	---	---
	Otoño 1997		0 - 35	---	270.8	216.3	33.1	18	10**	3.2	---	---
	Invierno 1997		0 - 35	---	213.5	64.8	22	2.7	11,9**	1.8	---	---
	Primavera 1996-1997	Balsas-Jaulas	*	---	182	105.6	14.3	2.7	---	---	---	---
	Verano 1997		*	---	278.7	66	18.8	9.8	---	---	---	---
	Otoño 1997		*	---	500.7	363	66.6	36	---	---	---	---
	Invierno 1997		*	---	277.3	148.5	32.2	5.1	---	---	---	---
I Etapa (Woelfl <i>et al.</i> 2013)	Primavera 2012	100436	0 - 10	3.5	372	29.1	25.9	1.2	5.8	1.1	---	---
		100521	0 - 30	3.5	352.1	54.2	27.1	7.4	4.3	2.1	---	---
		C1	0 - 30	3.5	322.3	23.8	27.1	6.7	4.2	1.9	---	---
II Etapa (Pesse <i>et al.</i> 2016a)	Invierno 2015	100436	0 - 10	4	211	70	17	4	2.6	0.2	13.8	0.0
		100521	0 - 30	5	205	57	16	2	2.6	0.1	16.1	4.0
		C 1	0 - 30	5	232	50	16	2	3.6	0.8	66.2	96.6
III Etapa (Pesse <i>et al.</i> 2016b)	Verano 2016	100436	0 - 10	4.2	---	---	---	---	1.7	0.7	122.8	15.9
		100521	0 -15	4.2	---	---	---	---	2.7	1.2	150.0	34.8
		C 1	0 - 20	4.5	----	---	---	---	1.7	1.0	90.4	57.3
IV Etapa (Pesse <i>et al.</i> 2017)	Otoño 2016	100436	0 -10	4.5	171.4	8.3	14.3	0.6	2.8	0.6	6.8	4.8
		100521	0 - 25	4.5	160.4	19.9	13.7	1.1	1.8	0.3	6.8	4.5
		C 1	0 - 25	5.5	169.8	29.8	14.4	2.5	2.0	0.4	7.5	5.6
V Etapa	Invierno 2017	100436	0 -10	3.7	225.1	7.2	23.8	0.8	2.7	0.4	23.1	1.8
		100521	0 - 25	3.8	215.3	10.6	22.5	0.7	2.1	0.1	23.1	2.0
		C 1	0 - 25	3.7	212.8	8.9	22.3	0.7	1.9	0.1	24.5	1.0

Tabla 32. Revisión de indicadores de trofia clásicos y del modelo conceptual nutriente color en el lago Natri (en verde ultraoligotrofia; en azul oligotrofia; en naranja mesotrofia, en rojo eutrofia).

Referencia	Época de muestreo	Lugar de muestreo	Medición en prof.	Transparencia (m)	Nitrógeno Total		Fósforo Total		Clorofila		Color	
					Promedio	Ds	Promedio	Ds	Promedio	Ds	Promedio	Ds
Campos <i>et al.</i> 1997 (FIP IT 96 54)	Primavera 1996-1997	Centro del lago	0 - 55	---	254.8	97.5	18.1	5.6	12	8.8	---	---
	Verano 1997		0 - 55	---	247.6	71.7	16.9	5.3	21.8	15.2	---	---
	Otoño 1997		0 - 55	---	354.6	89.5	30.1	26	28.1	31.2	---	---
	Invierno 1997		0 - 55	---	354	76.9	29.2	13	3.1	0.8	---	---
	Primavera 1996-1997	Balsas-Jaulas	*	---	364.9	72.7	23.9	4.7	---	---	---	---
	Verano 1997		*	---	244.7	94.8	32.4	8.5	---	---	---	---
	Otoño 1997		*	---	313.5	65.5	20.9	1	---	---	---	---
	Invierno 1997		*	---	338	56.6	23	7.1	---	---	---	---
I Etapa (Woelfl <i>et al.</i> 2013)	Primavera 2012 (noviembre)	100437	0 - 30	4	469.7	40.5	26.5	6.2	3.3	0.8	---	---
		C 1	0 - 55	3.5	494.3	26.7	25.2	4.5	4.5	3.6	---	---
		100600	0 - 30	2.5	491.1	6.3	24.8	2.4	6.6	0.3	---	---
		100427	0 - 25	1.5	489.6	8.6	24.4	1.4	4.7	2.8	---	---
II Etapa (Pesse <i>et al.</i> 2016a)	Invierno 2015	100437	0 - 30	5	526	369	187	310	0.51	0.09	35.7	2.1
		C 1	0 - 55	4	310	39	11	1	0.48	0.25	36.9	8.2
		100600	0 - 30	4	357	24	11	1	0.35	0.07	37.1	7.7
		100427	0 - 25	3	322	25	10	3	0.33	0.09	52.9	2.4
III Etapa (Pesse <i>et al.</i> 2016b)	Verano 2016	100437	0 - 30	6.5	136.9	67.9	9.2	6.4	2.4	1.2	219.1	72.0
		C 1	0 - 55	5.5	181.6	64.0	22.6	34.0	1.5	1.0	104.7	44.8
		100600	0 - 30	5.2	132.2	40.6	12.8	20.4	3.0	1.4	176.0	30.6
		100427	0 - 25	5.3	109.0	46.7	8.2	7.4	3.0	1.1	80.2	34.0
IV Etapa (Pesse <i>et al.</i> 2017)	Otoño 2016	100437	0 - 30	4.5	185.1	76.5	8.8	3.1	4.9	2.7	20.8	7.0
		C 1	0 - 55	4.5	244.0	132.4	27.9	44.1	6.5	5.3	18.4	6.7
		100600	0 - 30	4.5	174.9	59.0	6.9	1.7	5.6	2.5	15.2	8.2
		100427	0 - 25	4.5	191.1	9.3	8.2	3.6	7.6	0.6	11.7	4.1
V Etapa	Invierno 2017	100437	0 - 30	3.7	210.9	12.9	11.0	0.3	0.9	0.1	25.2	2.5
		C 1	0 - 55	3.7	215.3	7.1	11.8	0.9	0.9	0.1	26.4	1.2
		100600	0 - 30	3.2	201.5	10.0	11.2	0.5	1.0	0.1	26.8	2.1
		100427	0 - 25	4.3	198.7	8.7	13.3	0.9	1.1	0.0	28.5	3.1

Tabla 33. Revisión de indicadores de trofia clásicos y del modelo conceptual nutriente color en el lago Tepuhueico (en verde ultraoligotrofia; en azul oligotrofia; en naranja mesotrofia, en rojo eutrofia).

Referencia	Época de muestreo	Lugar de muestreo	Medición en prof. (m)	Transparencia (m)	Nitrógeno Total (µg/L)		Fósforo Total (µg/L)		Clorofila (µg/L)		Color (Pt, mg/L)	
					Promedio	Ds	Promedio	Ds	Promedio	Ds	Promedio	Ds
Campos et al. 1997 (FIP IT 96 54)	Primavera 1996-1997	Centro del lago	0 - 20	---	230.3	58.2	16	7.6	1,6**	1	---	---
	Verano 1997		0 - 20	---	267.7	52.9	17	13.8	6,2**	5.9	---	---
	Otoño 1997		0 - 20	---	240.6	32.9	15.7	8	5,9**	4.9	---	---
	Invierno 1997		0 - 20	---	302.8	34.5	14.7	3.6	0,8**	0.2	---	---
	Primavera 1996-1997	Balsas-Jaulas	*	---	346.2	65.9	21	6	---	---	---	---
	Verano 1997		*	---	317.9	118.2	17.6	4.2	---	---	---	---
	Otoño 1997		*	---	465.6	239.8	27.4	8.2	---	---	---	---
	Invierno 1997		*	---	386.8	38.6	77.1	51.3	---	---	---	---
III Etapa (Pesse et al. 2016b)	Verano 2016	E1	0 - 20	2	80.8	37.4	14.2	16.2	1.2	0.5	267.4	8.1
		E2	0 - 15	2	93.5	34.0	26.5	21.6	1.5	0.5	258.8	4.0
IV Etapa (Pesse et al. 2017)	Invierno 2016	E1	0 - 20	1.7	190.3	7.9	11.5	0.9	2.3	0.8	100.9	9.7
		E2	0 - 15	1.7	192.1	9.8	11.1	1.2	1.6	0.1	106.8	8.0
V Etapa	Invierno 2017	E1	0 - 20	1.6	260.7	16.8	9.7	0.4	0.2	0.0	65.9	4.1
		E2	0 - 15	1.5	256.2	11.4	9.7	1.2	0.1	0.0	64.9	7.6

Tabla 34. Revisión de indicadores de trofia clásicos y del modelo conceptual nutriente color en el lago San Antonio (en verde ultraoligotrofia; en azul oligotrofia; en naranja mesotrofia, en rojo eutrofia).

Referencia	Época de muestreo	Lugar de muestreo	Medición en prof. (m)	Transparencia (m)	Nitrógeno Total (µg/L)		Fósforo Total (µg/L)		Clorofila (µg/L)		Color (Pt, mg/L)	
					Rango		Rango		Rango		Rango	
Prado-Fiedler <i>et al.</i> 1999 (FIP IT 97 40)	De febrero 98 a enero 99	---	---	2,3 - 3,8	22,5 - 777,4		5,9 - 46,15		0,19 - 2,66		---	
					Promedio	Ds	Promedio	Ds	Promedio	Ds	Promedio	Ds
IV Etapa (Pesse <i>et al.</i> 2017)	Invierno 2016	E1	0 - 10	4.1	158.0	7.8	7.9	0.2	0.7	0.1	38.9	2.4
		E2	0 - 10	3.2	148.9	14.4	7.9	0.2	0.6	0.1	45.9	8.4
V Etapa	Invierno 2017	E1	0 - 10	2.1	234.2	36.2	9.2	1.7	0.7	0.5	71.6	4.9
		E2	0 - 10	1.6	236.2	10.8	8.7	0.4	0.6	0.2	76.5	2.2

Tabla 35. Revisión de indicadores de trofia (nitrógeno total, fósforo total, clorofila *a* y transparencia) en el lago Yelcho (en verde ultraoligotrofia; en azul oligotrofia; en naranja mesotrofia, en rojo eutrofia); * los datos están presentados como rangos.

Referencias	Época muestreo	Lugar de muestreo	Medición en prof. (m)	Nitrógeno Total (µg/L)		Fósforo Total (µg/L)		Clorofila a (µg/L)		Transparencia (m)
				Promedio	Ds	Promedio	Ds	Promedio	Ds	
Fip IT97-40 (U.Valparaíso, 1999)	febrero 1998-enero 1999	24 estaciones	3 prof	0,1-398 *		2,55-55,4 *		0,07-1,04 *		4,0-13 *
III Etapa (Pesce et al. 2016b)	Verano 2015	101521	0-30	19.0	0.0	4.5	2.5	0.2	0.1	
		101522	0-40	12.7	0.6	3.4	0.9	0.2	0.0	
		C1	0-220	32.8	23.9	2.8	1.1	0.2	0.2	7
		C2	0-220	25.1	13.0	2.5	1.8	0.2	0.1	8
		C3	0-220	23.1	7.5	2.1	0.8	0.2	0.1	
IV Etapa (Pesce et al. 2017)	Verano 2016	101521	0-30	33.8	18.5	5.3	3.0	1.2	1.5	5.5
		101522	0-40	33.5	13.6	4.2	4.0	0.3	0.1	8.6
		C1	0-220	28.2	7.7	4.5	3.7	0.3	0.2	10.8
		C2	0-220	43.0	22.4	4.0	2.6	0.2	0.1	11.9
		C3	0-220	29.7	15.6	8.3	7.8	0.2	0.2	8.9
V Etapa	Primavera 2017	101521	0-30	46.2	1.8	6.8	1.0	0.8	0.1	7.5
		101522	0-40	47.4	5.1	<5		0.5	0.3	5.2
		C1	0-220	46.7	5.0	<5		0.3	0.2	7
		C2	0-220	40.4	7.1	5.4		0.4	0.2	8
		C3	0-220	46.9	5.2	7.7	2.3	0.4	0.2	6.8

Tabla 36. Revisión de indicadores de trofia (nitrógeno total, fósforo total, clorofila *a* y transparencia) en el lago Riesco (en verde ultraoligotrofia; en azul oligotrofia; en naranja mesotrofia, en rojo eutrofia); * los datos están presentados como rangos.

Referencias	Época muestreo	Lugar de muestreo	Medición en prof. (m)	Nitrógeno Total (µg/L)		Fósforo Total (µg/L)		Clorofila a (µg/L)		Transparencia (m)
				Promedio	Ds	Promedio	Ds	Promedio	Ds	
FIP IT/97-39 (Uach, 1999)	enero-diciembre (mensual)	2	4 prof.	media < 80 ug/L		5,8-6,1 *		0,87 *		3,2-10 *
III Etapa (Pesse <i>et al.</i> 2016b)	Verano 2015	110038	0-50	30.6	5.3	<5		0.8	0.4	7.5
		110037	0-80	47.6	18.5	<5		0.5	0.5	7.5
		110048	0-100	105.7	79.3	<5		0.5	0.4	6.5
		C1	0-100	61.6	49.6	<5		0.3	0.3	7
IV Etapa (Pesse <i>et al.</i> 2017)	Verano 2016	110038	0-50	16.5	2.1	<5		0.4	0.28	4.6
		110037	0-80	11.8	1.5	<5		0.3	0.3	7.8
		110048	0-100	24.9	22.5	<5		0.2	0.17	5.3
		C1	0-100	34.5	32	<5		0.2	0.25	6.7
V Etapa	Primavera 2017	110038	0-50	72.1	5.4	13.4		0.6	0.28	5.2
		110037	0-80	65.8	2.7	<5		0.5	0.39	6
		110048	0-100	75.9	19.3	<5		0.4	0.39	5.8
		C1	0-100	72.7	11.8	<5		0.4	0.28	5.8

Tabla 37. Revisión de indicadores de trofia (nitrógeno total, fósforo total, clorofila a y transparencia) en el lago Sofía (en verde ultraoligotrofia; en azul oligotrofia; en naranja mesotrofia, en rojo eutrofia); * los datos están presentados como rangos.

Referencias	Época muestreo	Lugar de muestreo	Medición en prof. (m)	Nitrógeno Total (µg/L)		Fósforo Total (µg/L)		Clorofila a (µg/L)		Transparencia (m)
				Promedio	Ds	Promedio	Ds	Promedio	Ds	
FIP- IT/99-26 (U. Mag, 2001)	sep 1999 - ago 2000 (bimensual)	8 estaciones	3 prof.	1.668-2.210 (en el río Rivas 1.373-6.128) *		3,1-136 (en río Rivas 27,3-80,5) *		0,05-3,189 *		5,0-7 *
IV Etapa (Pessey <i>et al.</i> 2017)	Verano 2017	E 1	0-15	115.0	6.2	10.0	0.9	0.5	0.0	5.1
		E 2	0-30	98.8	6.1	9.6	0.6	0.6	0.1	5.5
V Etapa	Primavera 2017	E 1	0-15	238.4	21.6	0.4	1.5	0.52	0.11	2.2
		E 2	0-30	221.8	10.9	9.5	1	0.49	0.08	1.9

Tabla 38. Media, desviación estándar, máximo y mínimo de la temperatura y conductividad de los lagos estudiados entre 2014-2017.

Lago	Temperatura (°C)				Conductividad (µS/cm)			
	Media	SD	Max	Min	Media	SD	Max	Min
Ranco	13.153	2.312	18.821	10.252	71.505	36.666	170.000	23.065
Puyehue	11.297	2.373	18.457	9.331	77.317	37.261	160.000	53.652
Llanquihue	13.586	2.955	25.300	9.750	78.551	39.743	172.000	21.150
Chapo	9.484	1.626	13.787	7.160	31.504	23.321	96.000	5.396
Huillinco	12.543	3.303	19.850	7.733	15264.513	12739.968	33513.780	118.573
Cucao	12.056	3.974	20.770	8.139	9397.505	9804.181	26894.685	319.042
Natri	12.103	3.065	20.400	9.686	69.007	46.671	193.268	33.360
Tarahúin	10.916	1.889	15.470	8.890	39.706	21.603	60.000	0.012
Riesco	8.936	2.872	16.181	5.456	24.657	20.661	80.000	10.000
Yelcho	11.884	3.361	19.337	8.100	30.286	3.440	40.000	20.000
Rupanco	11.844	2.917	19.010	8.466	37.913	11.265	116.447	4.797
Popetán	9.786	3.226	17.680	7.412	22.010	4.566	26.466	15.677
San Antonio	7.419	0.578	8.092	6.577	30.928	0.154	31.111	30.738
Sofía	11.026	1.698	12.745	9.106	125.541	8.296	149.596	112.902
Tepuhueico	11.796	5.289	20.850	7.532	32.067	5.311	53.160	28.700

Tabla 39. Media, desviación estándar, máximo y mínimo del pH y Oxígeno en la columna de agua de los lagos estudiados entre 2014-2017.

Lago	pH				Oxígeno (mg/L)			
	Media	SD	Max	Min	Media	SD	Max	Min
Ranco	7.531	0.273	7.97	6.71	10.091	0.673	11.361	8.111
Puyehue	7.266	0.683	8.25	5.41	10.03	0.401	10.567	8.75
Llanquihue	7.451	0.515	9.16	5.4	9.662	1.509	12.707	4.089
Chapo	7.416	0.555	8.33	4.9	9.424	1.034	11.546	6.29
Huillinco	7.08	0.406	8.65	6.1	4.486	4.397	11.156	0.002
Cucao	7.272	0.418	8.6	6.57	7.084	3.673	11.486	0.08
Natri	6.663	0.52	7.63	5.22	7.339	1.715	10.024	1.806
Tarahuín	7.109	0.178	7.63	6.68	8.984	1.658	12.212	5.353
Riesco	6.99	0.453	8.36	6.24	9.514	2.19	12.206	1.379
Yelcho	6.948	0.532	7.72	4.74	10.988	1.5	13.67	7.4
Rupanco	6.961	1.044	8.3	4.43	10.075	1.308	12.424	3.474
Popetán	6.386	0.273	7.55	5.99	10.206	0.492	10.886	8.94
San Antonio	7.041	0.319	7.62	6.66	9.377	1.201	10.355	6.603
Sofía	8.055	0.124	8.21	7.78	10.396	0.496	12.07	9.93
Tepuhueico	6.631	0.362	7.36	6.13	8.933	1.409	9.96	5.3

Tabla 40. Media, desviación estándar, máximo y mínimo de la concentración en la columna de agua de amonio y nitrato de los lagos estudiados entre 2014-2017. (NA Sin dato).

Lago	Amonio ($\mu\text{g/L}$)				Nitrato ($\mu\text{g/L}$)			
	Media	SD	Max	Min	Media	SD	Max	Min
Ranco	6.959	NA	6.959	6.959	2.000	1.095	5.000	1.000
Puyehue	40.669	33.206	80.000	5.167	3.000	1.504	7.000	1.000
Llanquihue	68.056	93.586	340.000	5.465	3.044	2.153	11.000	1.000
Chapo	18.009	NA	18.009	18.009	2.706	1.567	9.000	1.000
Huillinco	1833.924	3077.093	9159.876	5.465	9.182	2.316	12.000	4.000
Cucao	95.181	53.661	142.308	7.556	6.067	2.576	11.000	2.000
Natri	80.974	44.812	170.000	6.660	5.056	3.262	12.000	1.000
Tarahuín	NA	NA	NA	NA	4.300	2.312	9.000	1.000
Riesco	NA	NA	NA	NA	4.818	2.960	11.000	1.000
Yelcho	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Rupanco	32.583	38.773	60.000	5.167	NA	NA	NA	NA
Popetán	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
San Antonio	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Sofía	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Tepuhueico	190.000	NA	190.000	190.000	NA	NA	NA	NA

Tabla 41. Media, desviación estándar, máximo y mínimo de la concentración en la columna de agua de nitrito y nitrógeno total de los lagos estudiados entre 2014-2017.

Lago	Nitrito ($\mu\text{g/L}$)				Nitrógeno total ($\mu\text{g/L}$)			
	Media	SD	Max	Min	Media	SD	Max	Min
Ranco	89.625	127.325	708.000	1.000	59.070	64.604	672.222	10.000
Puyehue	214.533	151.411	552.000	8.000	105.981	45.523	242.494	30.275
Llanquihue	69.011	121.283	623.000	1.000	61.263	39.146	303.000	10.000
Chapo	82.333	64.309	226.000	1.000	60.323	20.193	139.000	16.000
Huillinco	242.717	185.328	678.000	1.000	2919.884	3512.693	15800.000	112.219
Cucao	271.276	218.359	692.000	1.000	751.574	933.005	3030.754	138.338
Natri	540.188	162.826	721.000	111.000	212.440	110.735	950.415	34.000
Tarahuín	236.444	130.145	440.000	97.000	174.177	93.862	483.260	11.000
Riesco	270.364	201.777	549.000	11.000	53.796	39.469	257.000	10.000
Yelcho	59.864	58.400	221.000	4.000	36.151	15.217	86.000	11.000
Rupanco	83.833	138.804	604.000	1.000	56.416	41.936	378.000	10.000
Popetán	NA	NA	NA	NA	172.007	59.414	235.830	81.000
San Antonio	NA	NA	NA	NA	194.346	46.281	275.975	132.391
Sofía	NA	NA	NA	NA	166.421	64.295	269.900	91.071
Tepuhueico	NA	NA	NA	NA	211.486	146.737	754.202	33.000

Tabla 42. Media, desviación estándar, máximo y mínimo de la concentración de fosfatos y fosforo total en la columna de agua de los lagos estudiados entre 2014-2017.

lago	Fosfatos ($\mu\text{g/L}$)				Fosforo total ($\mu\text{g/L}$)			
	Media	SD	Max	Min	Media	SD	Max	Min
Ranco	9.439	6.217	32.000	3.000	13.297	51.518	482.938	3.000
Puyehue	13.265	8.269	34.000	3.000	8.180	10.953	105.000	4.000
Llanquihue	18.988	31.611	276.000	3.000	10.381	41.887	610.000	1.000
Chapo	7.021	4.366	19.000	3.000	5.933	5.643	45.000	1.000
Huillinco	1451.529	1646.159	6720.000	8.000	233.081	378.625	2100.000	8.995
Cucao	629.038	530.882	1590.000	11.000	94.029	141.510	500.000	4.054
Natri	29.536	28.715	147.000	3.000	18.312	56.899	545.390	1.000
Tarahuín	30.353	25.305	64.000	3.000	22.318	40.457	282.031	4.000
Riesco	6.150	4.184	18.000	3.000	2.924	2.916	13.400	1.000
Yelcho	6.385	3.781	18.000	3.000	4.359	3.506	21.000	1.000
Rupanco	11.549	7.021	28.000	3.000	7.435	11.471	82.000	1.000
Popetán	9.125	10.602	34.000	3.000	6.903	2.933	15.000	2.000
San Antonio	NA	NA	NA	NA	8.446	0.983	11.192	7.404
Sofía	NA	NA	NA	NA	9.792	0.982	12.500	8.100
Tepuhueico	NA	NA	NA	NA	20.199	26.165	115.030	1.000

Tabla 43. Media, desviación estándar, máximo y mínimo de la concentración de clorofila-a y silicatos en la columna de agua de los lagos estudiados entre 2014-2017.

lago	Clorofila <i>a</i> (µg/L)				Silicatos (µg/L)			
	Media	SD	Max	Min	Media	SD	Max	Min
Ranco	0.653	0.390	2.020	0.059	3238.785	1600.445	5162.661	1202.533
Puyehue	0.758	0.496	2.160	0.100	4008.970	1464.582	6078.416	1442.073
Llanquihue	0.636	0.412	2.100	0.059	433.249	159.758	1447.063	202.399
Chapo	0.779	0.605	2.200	0.008	1811.434	550.122	3119.908	562.768
Huillinco	0.429	0.506	2.040	0.009	2210.514	928.081	4472.211	623.067
Cucao	0.639	0.566	2.000	0.008	1507.062	561.980	2556.618	498.852
Natri	0.982	0.495	2.200	0.264	473.903	265.355	1065.337	84.805
Tarahuín	1.773	0.452	2.270	0.721	1388.199	472.577	2023.393	613.588
Riesco	0.386	0.333	1.121	0.009	1826.266	801.369	3429.610	528.783
Yelcho	0.290	0.202	0.830	0.040	735.433	881.558	3618.105	89.793
Rupanco	0.782	0.440	2.223	0.010	2560.615	1206.160	5130.696	344.301
Popetán	1.126	0.415	1.900	0.330	511.443	417.490	977.640	79.838
San Antonio	0.644	0.244	1.270	0.370	1642.656	873.714	2459.065	344.301
Sofía	0.526	0.083	0.750	0.380	1094.051	369.303	1664.328	429.182
Tepuhueico	0.905	0.722	2.100	0.130	1391.712	323.823	1743.292	987.994

Tabla 44. Estadísticas básicas para el índice de diversidad de Shanon-Wiener de fitoplancton.

	Diversidad de Shanon-Wiener Fitoplancton			
lago	Media	SD	Máximo	Mínimo
Ranco	1.222	0.269	1.769	0.553
Puyehue	0.888	0.272	1.266	0.287
Rupanco	0.967	0.354	1.607	0.223
Llanquihue	1.212	0.461	2.215	0.252
Chapo	0.749	0.416	1.692	0.041
Popetán	0.751	0.487	1.279	0.000
Huillinco	0.530	0.495	1.624	0.000
Cucao	0.758	0.581	2.197	0.000
Tepuhueico	0.200	0.334	0.872	0.003
Tarahuín	0.724	0.421	1.217	0.043
Natri	0.667	0.438	1.663	0.000
San Antonio	0.975	0.326	1.286	0.544
Yelcho	1.218	0.324	1.790	0.530
Riesco	0.361	0.310	0.867	0.000
Sofía	0.135	0.110	0.288	0.043

Tabla 45. Estadísticas básicas para el índice de diversidad de Shanon-Wiener de zooplancton.

Diversidad de Shanon-Wiener Zooplancton				
lago	Media	SD	Máxima	Mínimo
Ranco	0.897	0.327	1.633	0.369
Puyehue	1.052	0.377	1.590	0.263
Rupanco	1.207	0.298	1.620	0.457
Llanquihue	0.996	0.407	1.681	0.087
Chapo	1.031	0.336	1.662	0.285
Popetán	1.018	0.433	1.473	0.433
Huillinco	0.586	0.385	1.315	0.000
Cucao	0.675	0.311	1.094	0.018
Tepuhueico	0.737	0.322	1.253	0.372
Tarahuín	1.036	0.323	1.546	0.610
Natri	0.990	0.418	1.600	0.205
San Antonio	0.625	0.384	1.156	0.243
Yelcho	0.972	0.389	1.607	0.224
Riesco	0.430	0.341	1.157	0.035
Sofía	0.885	0.316	1.287	0.578

Tabla 46. Listado de taxa observados durante esta quinta etapa del estudio año 2017, para cada lago estudiado.

Taxa	Lagos													
	Ranco	Puyehue	Rupanco	Llanquihue	Chapo	Popetan	Huillínco-Cucao	Tarahuín	Natri	Tepuhueico	San Antonio	Yelcho	Riesco	Sofía
Bacillariophyta (Ex Diatomeas)														
<i>Aulacoseira granulata</i>	x	x	x	x			x			x		x		x
<i>Aulacoseira spp</i>					x			x	x		x			
<i>Asterionella formosa</i>		x	x										x	x
<i>Actinocyclus sp</i>							x	x						
<i>Melosira varians</i>	x	x	x	x			x							
<i>Cyclotella ocellata</i>	x	x					x							x
<i>Cyclotella sp</i>			x	x	x		x			x		x	x	
<i>Urosolenia eriensis</i>	x													
<i>Nitzschia spp</i>	x			x	x								x	
<i>Gomphonema spp</i>	x													
<i>Cocconeis sp</i>				x										
<i>Pinnularia spp</i>							x							
<i>Encyonema silesiacum</i>							x							
<i>Navicula sp</i>	x	x	x	x	x		x			x				
<i>Navicula cryptotenella</i>									x					
<i>Diploneis sp</i>		x					x							
<i>Diploneis aff ovalis</i>				x										
<i>Cymboplectra sp</i>				x										
<i>Cymbella sp</i>							x							
<i>Cymbella cystula</i>							x							
<i>Ephitemia sp</i>				x					x					
<i>Epithemia adnata</i>		x												
<i>Gomphonema spp</i>					x		x						x	x
<i>Gomphoneis minuta</i>												x		
<i>Gomphoneis sp</i>													x	
<i>Rhoicosphenia sp</i>				x	x									
<i>Achnanthyrium minutissimum</i>							x						x	
<i>Achnanthyrium sp</i>												x		
<i>Rhopalodia gibba</i>	x													
<i>Eunotia</i>	x			x							x	x		
<i>Diatoma sp</i>				x			x					x		
<i>Fragilaria spp</i>	x	x	x	x	x				x				x	
<i>Fragilaria crotonensis</i>	x	x	x	x				x	x			x		x
<i>Fragilariforma nitzschoides</i>					x		x				x			
<i>Frustulia sp</i>		x	x											
<i>Discostella stelligera</i>								x						
<i>Cyclostephanos aff. dubius</i>								x						
<i>Surirella spp</i>		x		x			x	x	x	x			x	
<i>Hannaea arcus</i>	x				x								x	
<i>Synedra cf accus</i>	x													
<i>Asterionella formosa</i>	x			x			x	x	x			x		
<i>Ulnaria ulna</i>							x	x						
<i>Ulnaria sp</i>	x	x		x	x		x						x	
<i>Urosolenia eriensis</i>			x				x			x		x		
<i>Meridion aff circulare</i>													x	
<i>Distirionella sp</i>								x					x	
<i>Tabellaria flocculosa</i>	x	x	x			x	x	x						
<i>Tabellaria sp</i>									x					
<i>Chaetoceros sp</i>							x							
Ochrophyta (Ex Chrysophyceae)														
<i>Dinobryon divergens</i>				x	x							x	x	
<i>Mallomonas sp</i>											x			
<i>Tribonema</i>						x								

Continuación de Tabla 46. Listado de taxa observados durante esta quinta etapa del estudio año 2017, para cada lago estudiado.

	Lagos													
Taxa	Ranco	Puyehue	Rupanco	Llanquihue	Chapo	Popetan	Huillinco-Cucao	Tarahuín	Natri	Tepuhueico	San Antonio	Yelcho	Riesco	Sofía
Chlorophyta (algas verdes)														
<i>Kirchneriella lunaris</i>				x				x	x					
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	x			x	x			x	x	x		x	x	x
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>									x			x	x	
<i>Nephrocytium lunatum</i>												x		
<i>Monoraphidium contortum</i>			x											
<i>Cladophora</i> sp			x											
<i>Eudorina elegans</i>				x	x				x			x	x	
<i>Volvox aureus</i>				x								x		
<i>Crucigenia</i> sp				x	x							x		
<i>Ankistrodemonus falcatus</i>												x		
<i>Willea irregularis</i>												x		
<i>Oocystis</i> spp										x				
<i>Oocystis lacustris</i>	x				x							x		
<i>Oocystis aff solitaria</i>					x									
<i>Oocystis cf marssonii</i>														
<i>Oedogonium</i> sp					x									
<i>Asterococcus</i> sp											x			
<i>Mougeotia</i> sp					x	x	x						x	
<i>Elakathotrix gelatinosa</i>				x	x									
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variable</i>	x													
<i>Closterium acicularis</i>	x													
<i>Closterium aff gracile</i>				x										
<i>Cosmarium</i> sp												x		
<i>Staurastrum gracile</i>	x							x	x					
<i>Staurastrum aff denticulatum</i>				x									x	
<i>Staurastrum</i> sp												x		
<i>Staurastrum</i> spp							x							
<i>Staurodesmus triangularis</i>										x				
<i>Desmodesmus quadricauda</i>									x					
<i>Tellingia granulata</i>	x													
<i>Sphaeroszoma cf aubertianum</i>	x													
<i>Elakathotrix gelatinosa</i>	x											x		
Rodophyta														
<i>Audouinia</i> sp							x							
Dinophyceae (Dinoflagelados)														
<i>Ceratium</i> sp		x										x		
<i>Ceratium hirundinella</i>	x		x	x				x	x					
<i>Peridinium</i> sp	x	x			x							x	x	
<i>Peridinium cinctum</i>			x	x				x						
<i>Parvodinium</i> sp	x			x	x						x	x	x	
Euglenoidea (Euglenas)														
<i>Lepocinclis</i> sp	x		x	x				x				x	x	
Cryptophyceae														
<i>Cryptomonas</i> sp	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	
Cyanophyceae (Cinobacterias)														
<i>Pseudanabaena</i> sp	x													
<i>Dolichospermum</i> sp			x											
<i>Pseudoanabaena catenata</i>				x										
<i>Aphanothece</i> sp											x			
<i>Aphanocapsa</i> sp					x									
<i>Oscillatoria tenuis</i>						x								
<i>Calothrix</i> sp					x									

ANEXO: FIGURAS

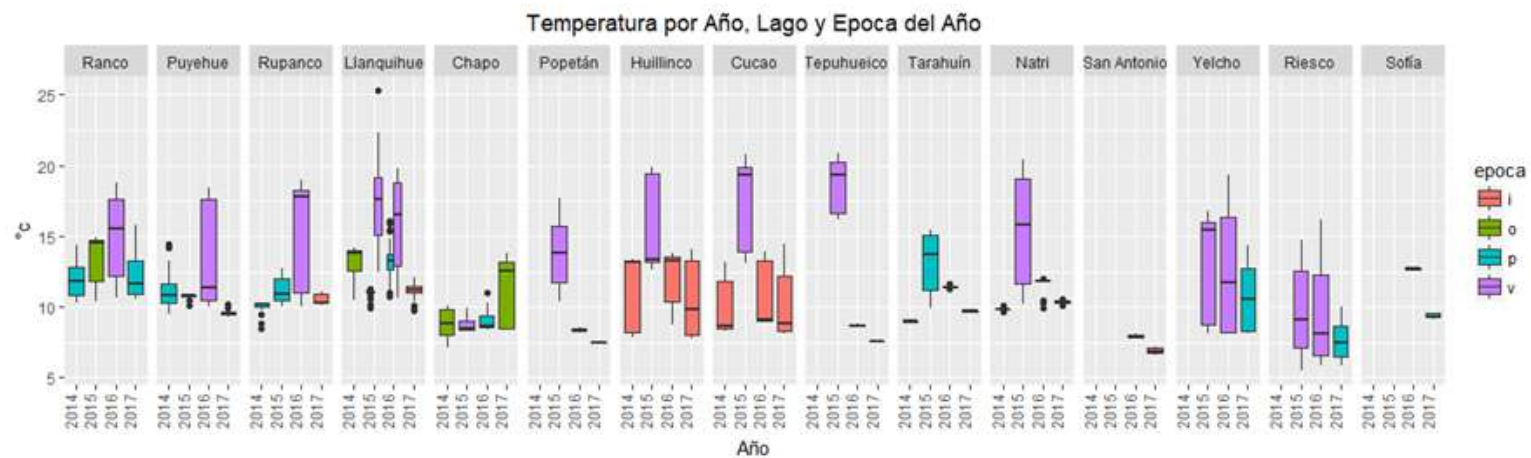


Figura 1. Boxplot de la temperatura entre los años 2014 y 2017, por lago y época.

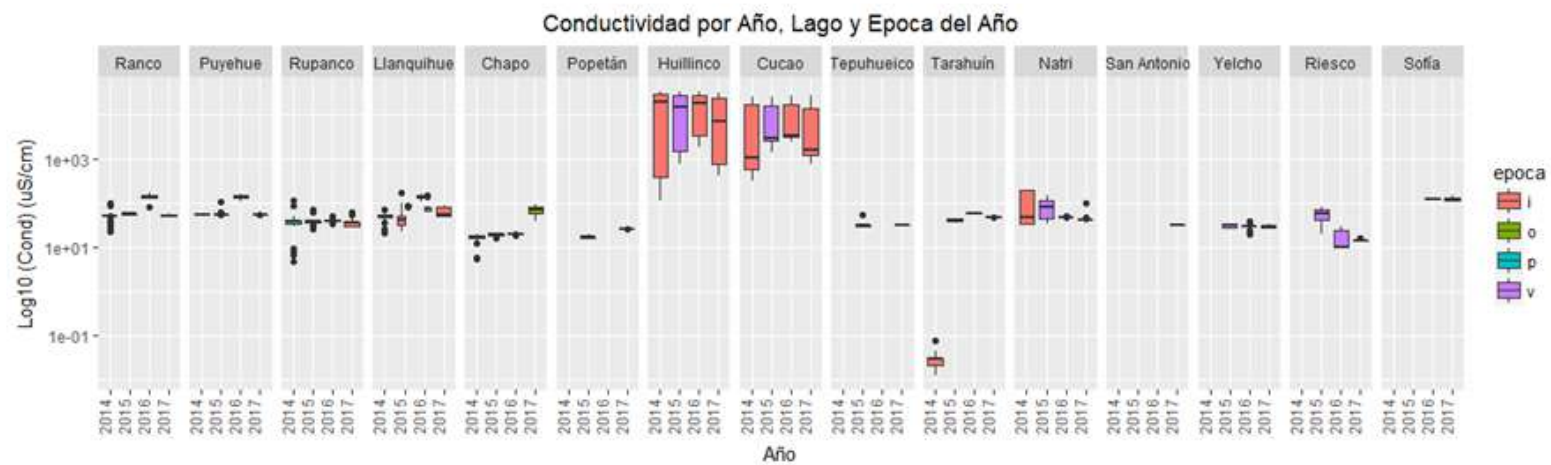


Figura 2. Boxplot de la conductividad entre los años 2014 y 2017, por lago y época. Se usa escala logarítmica para mejor apreciación de las diferencias.

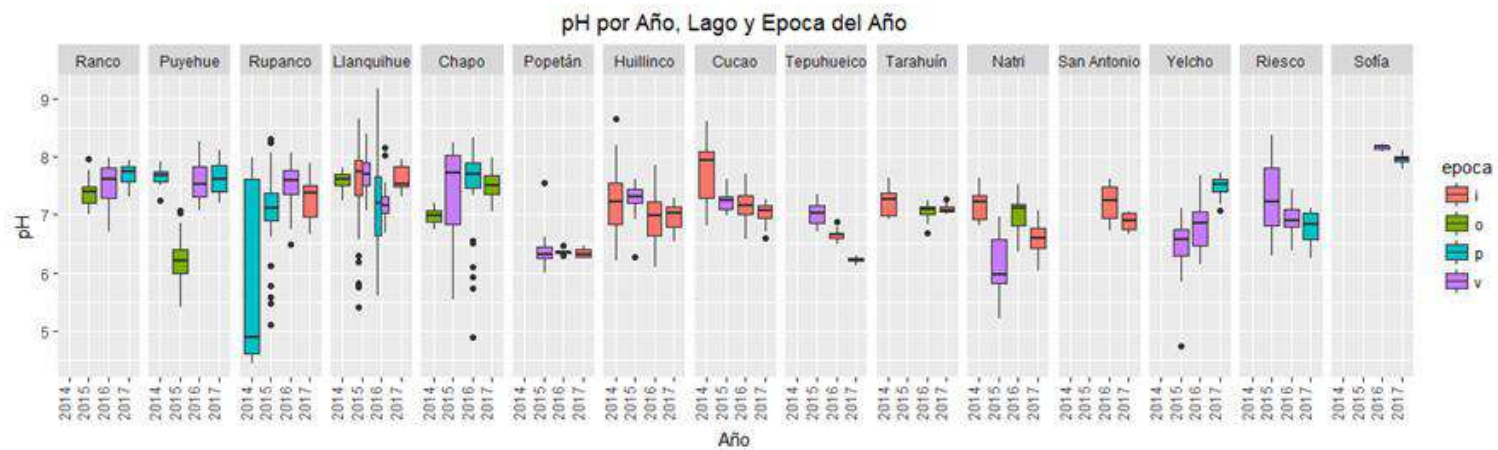


Figura 3. Boxplot del pH entre los años 2014 y 2017, por lago y época.

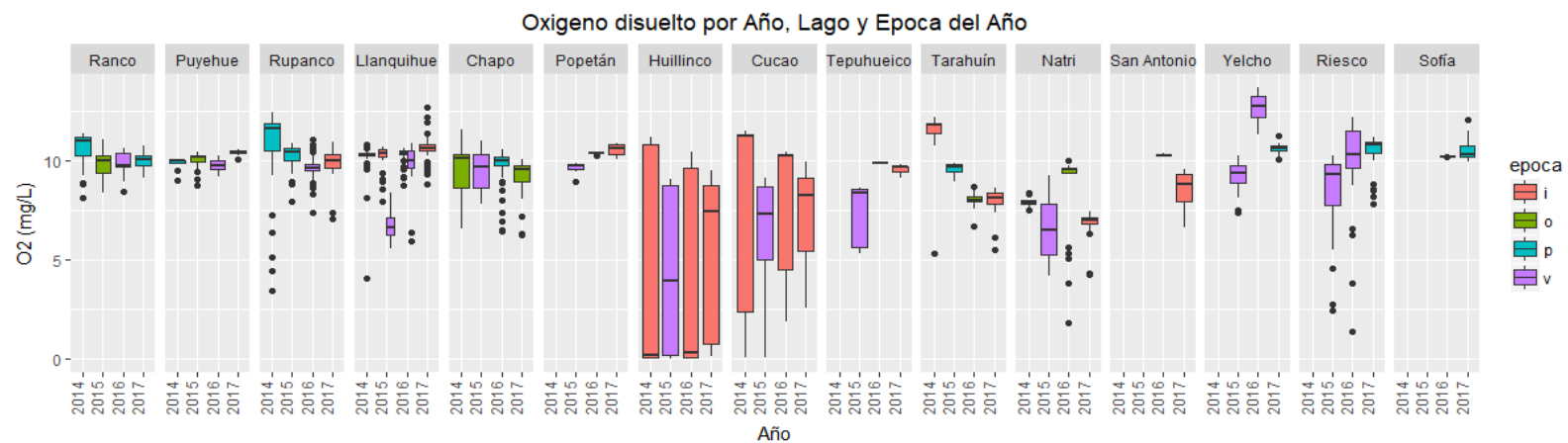


Figura 4. Boxplot de la concentración de oxígeno disuelto en la columna de agua entre los años 2014 y 2017, por lago y época.

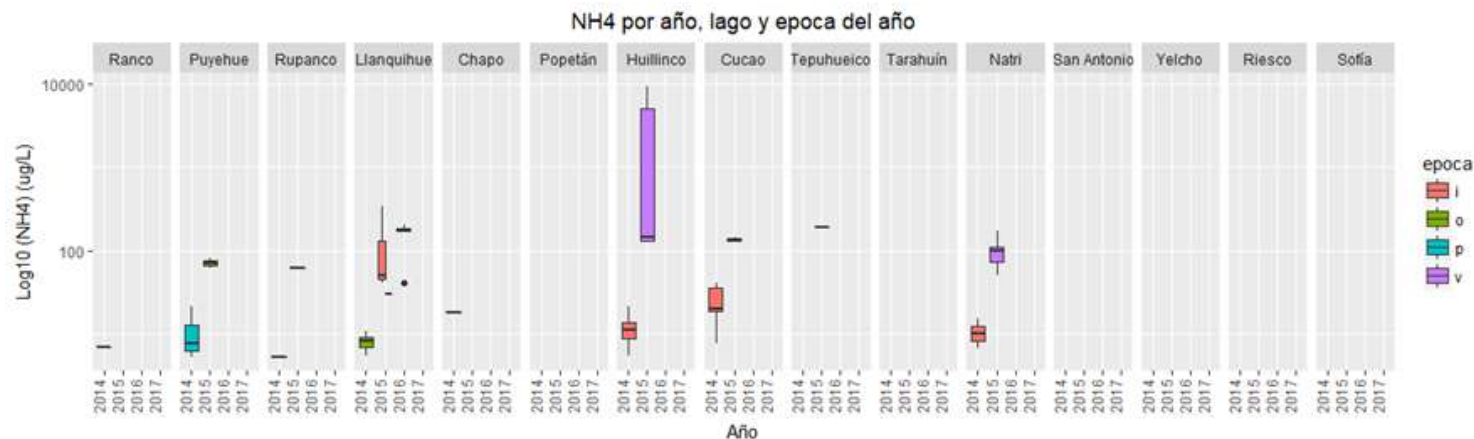


Figura 5. Boxplot de la concentración de amonio en la columna de agua entre los años 2014 y 2017, por lago y época. Se usa escala logarítmica para mejor apreciación de las diferencias.

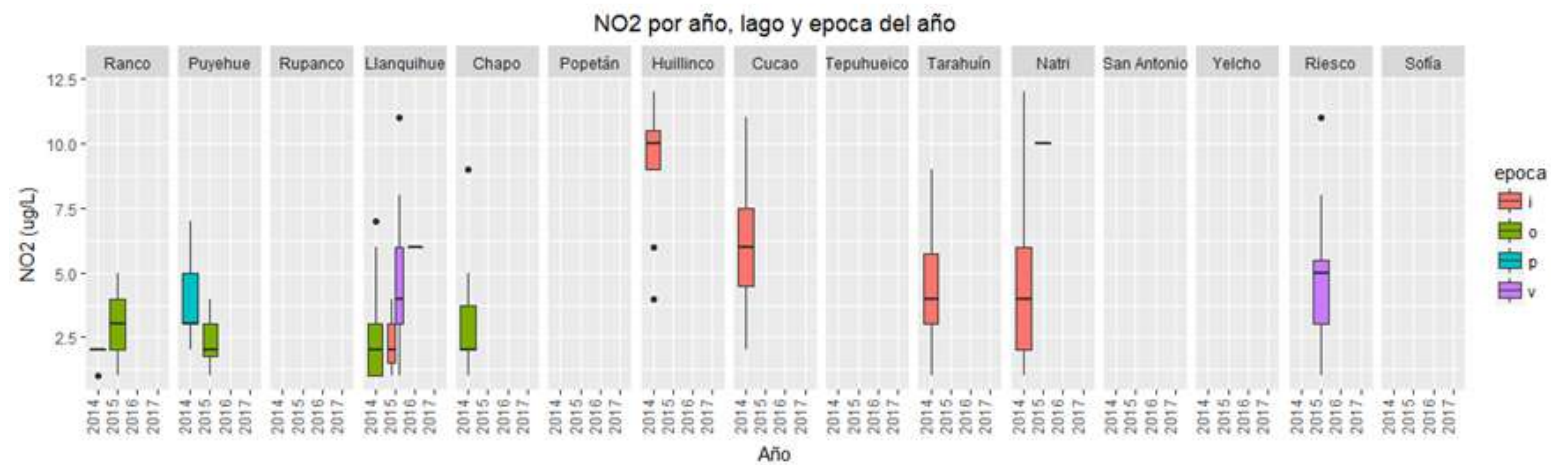


Figura 6. Boxplot del nitrito en la columna de agua entre los años 2014 y 2017, por lago y época.

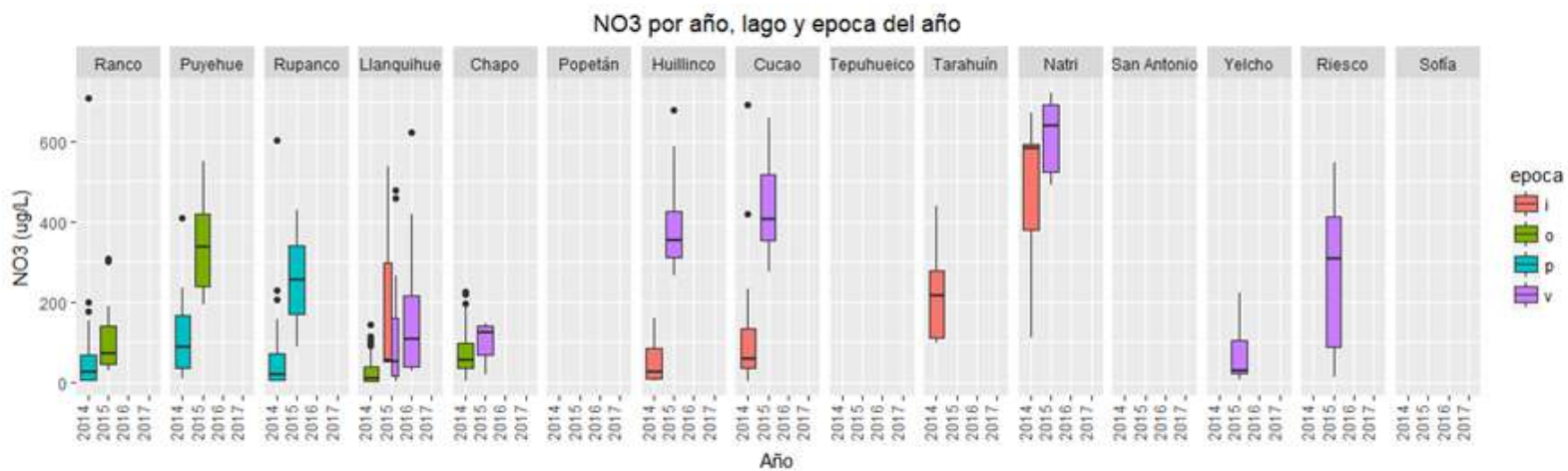


Figura 7. Boxplot de la concentración de nitrato entre los años 2014 y 2017, por lago y época.

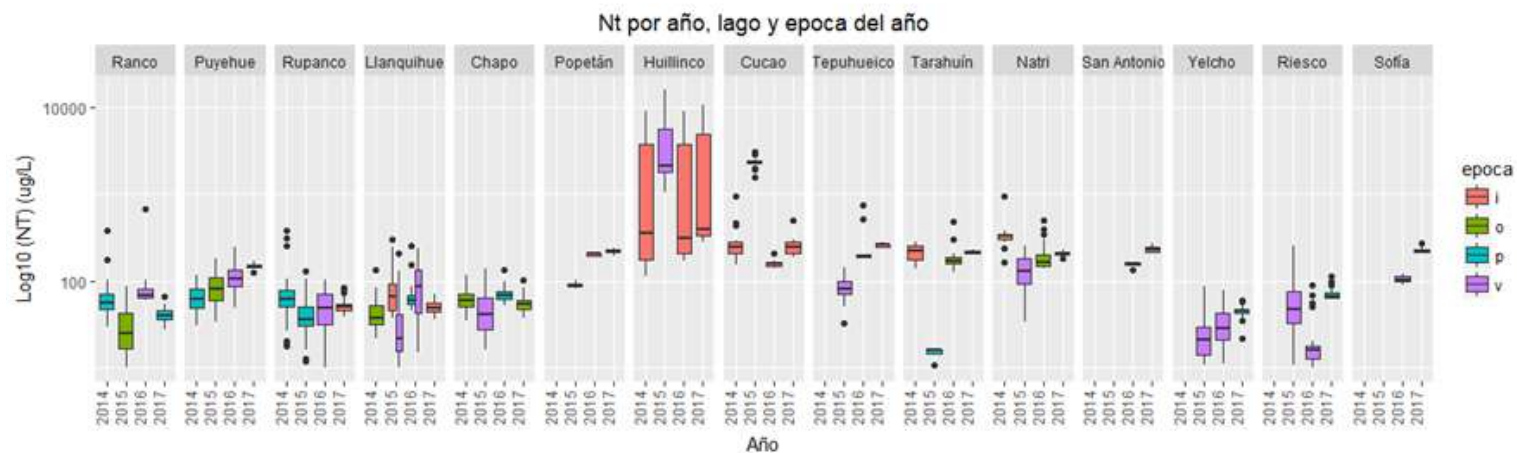


Figura 8. Boxplot del nitrógeno total en la columna de agua entre los años 2014 y 2017, por lago y época. Se usa escala logarítmica para mejor apreciación de las diferencias.

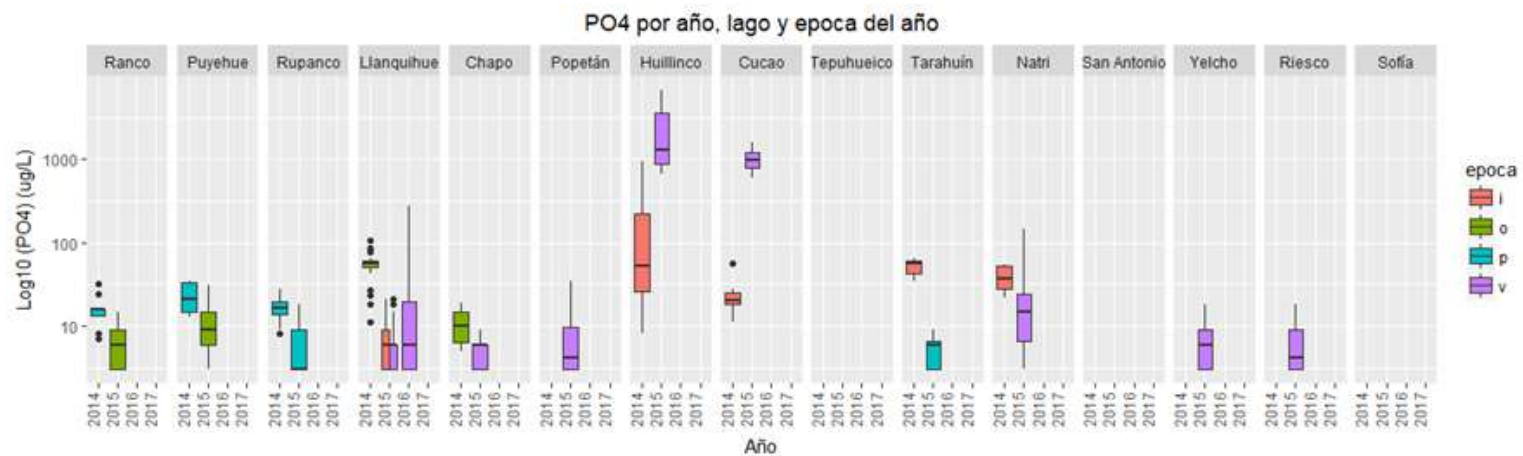


Figura 9. Boxplot del fósforo total en la columna de agua entre los años 2014 y 2017, por lago y época. Se usa escala logarítmica para mejor apreciación de las diferencias.

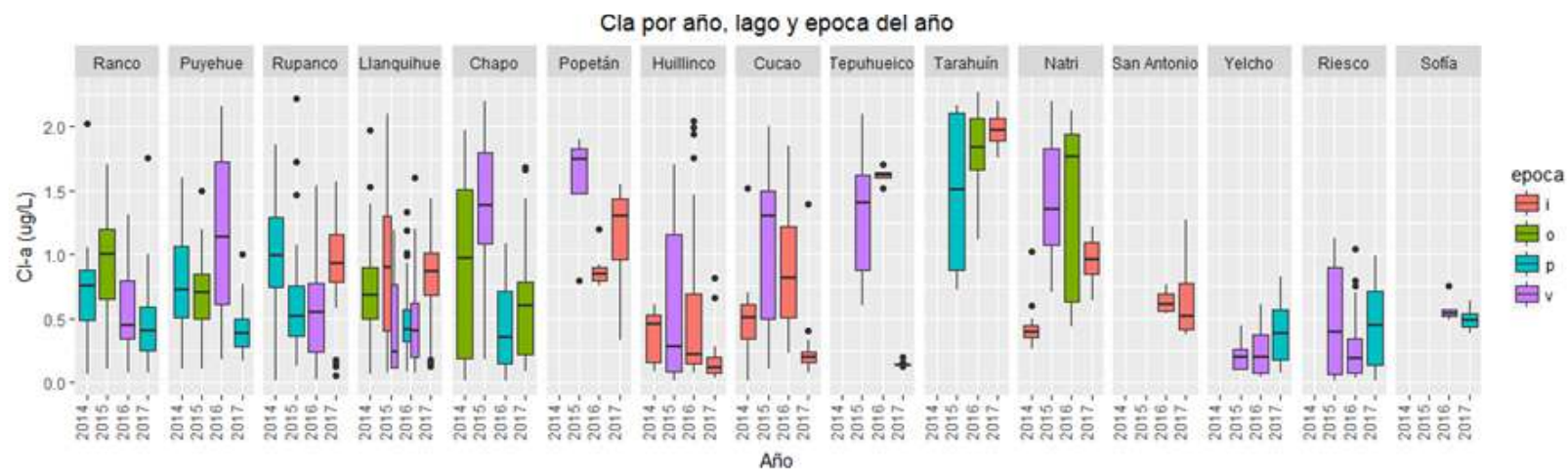


Figura 10. Boxplot de concentración de clorofila en la columna de agua entre los años 2014 y 2017, por lago y época.

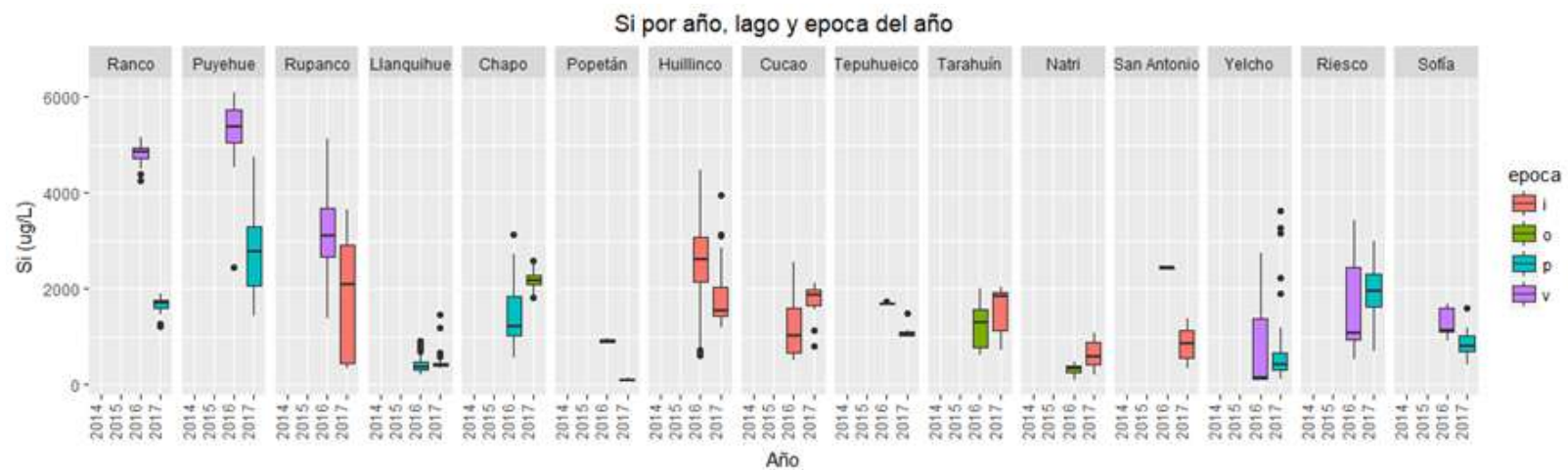


Figura 11. Boxplot de la concentración de silicatos en la columna de agua entre los años 2014 y 2017, por lago y época.

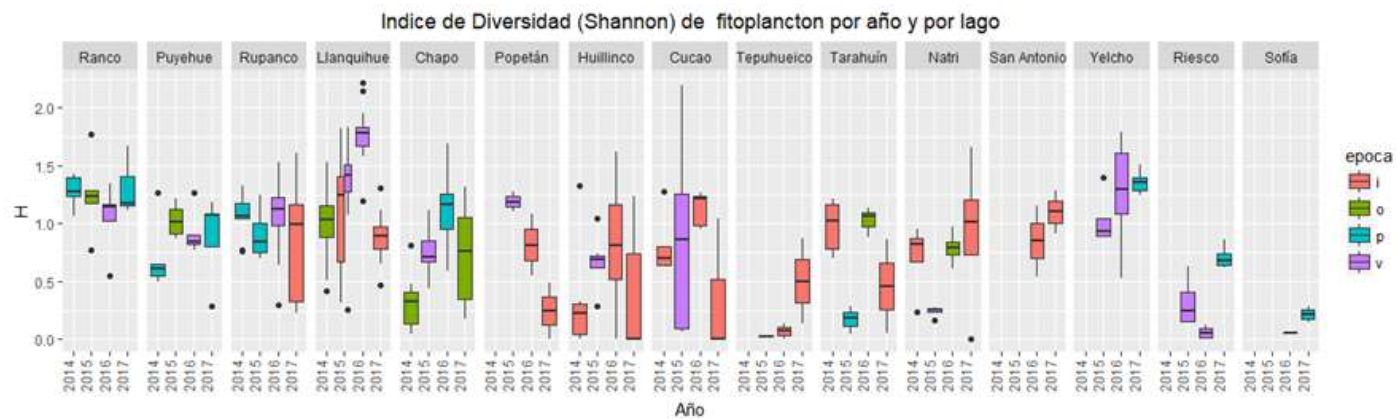
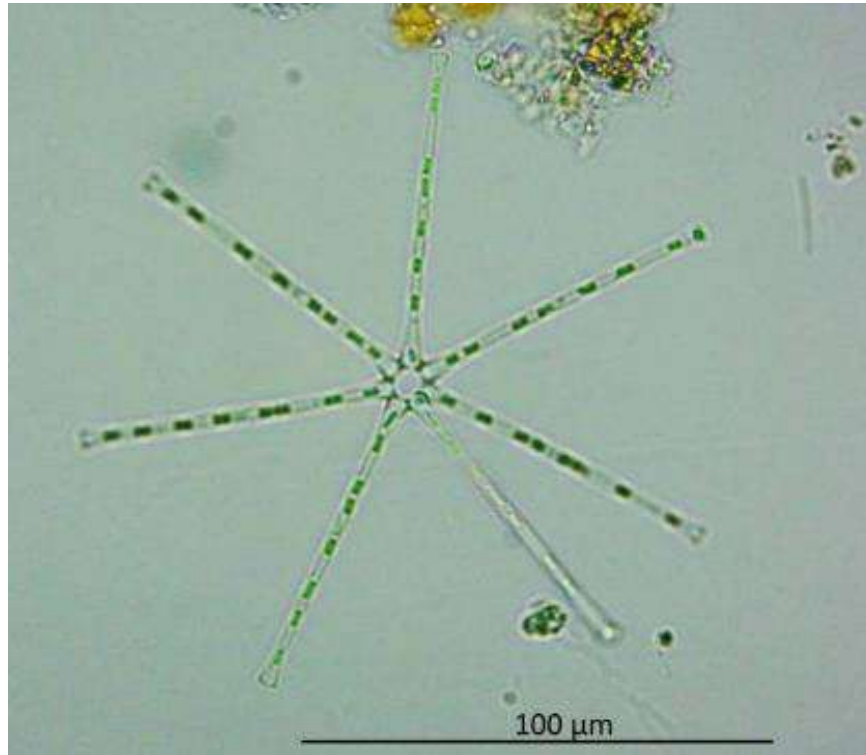


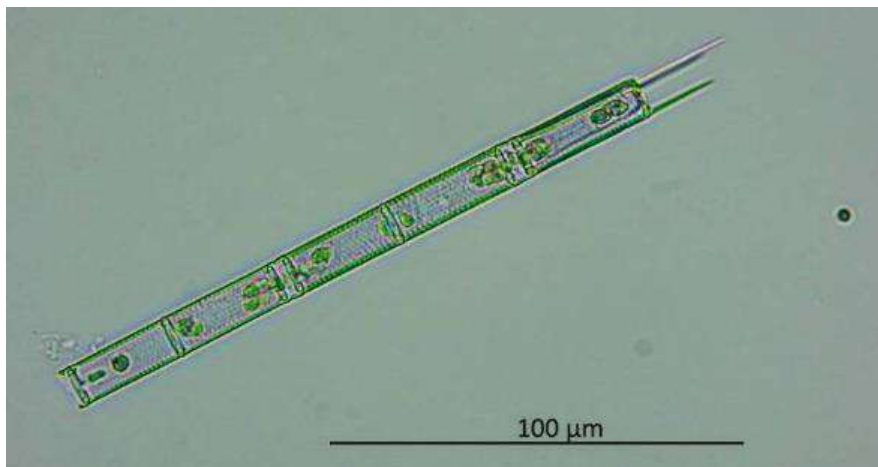
Figura 12. Boxplot del índice de diversidad de Shanon-Wiener para el fitoplancton entre los años 2014 y 2017, por lago y época.

ANEXO: FOTOGRAFICO

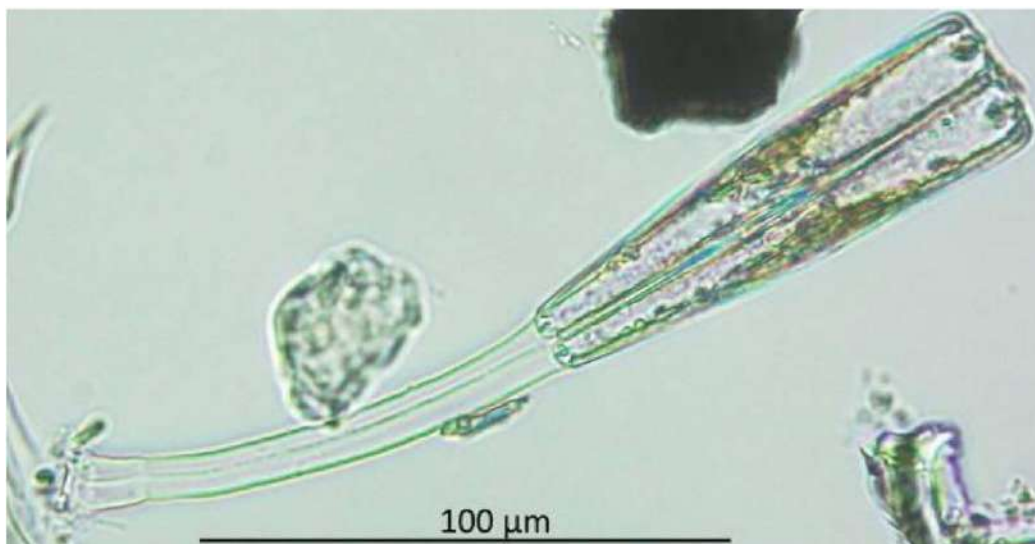
Bacillariophyta (Ex Diatomeas)



Microfotografia 1. *Asterionella formosa*.



Microfotografia 2. *Aulacoseira granulata*.



Microfotografía 3. *Gomphoneis* con pedúnculo.

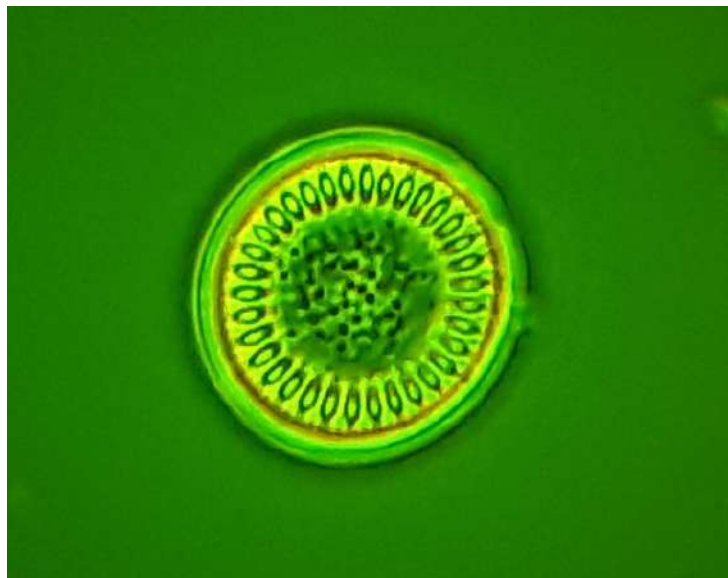
En el caso de algunas diatomeas, de observarán microfotografías con fondo de color verde sin reglilla, donde observamos valvas vacías y toda su estructura, lo cual permite llegar a nivel de especie.



Microfotografía 4. *Cocconeis euglypta* (muestra oxidada).



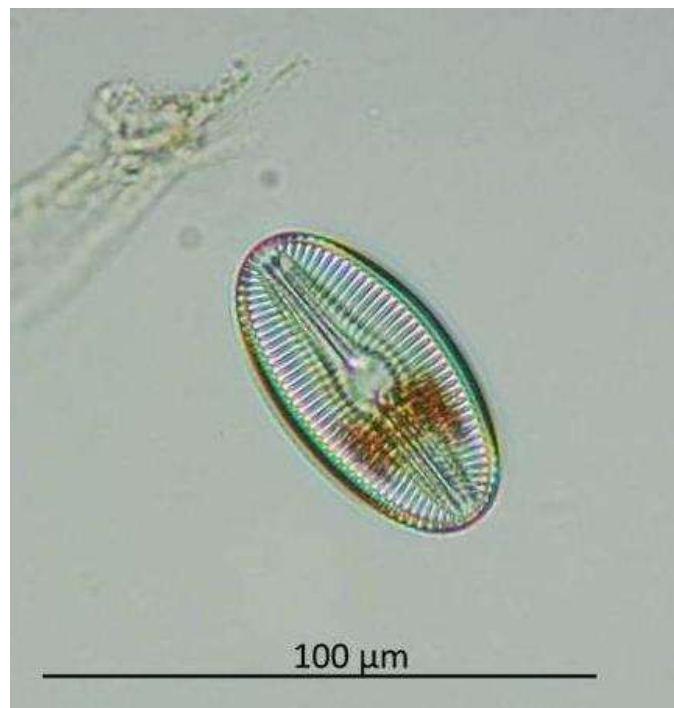
Microfotografía 5. *Cyclotella ocellata* (muestra oxidada).



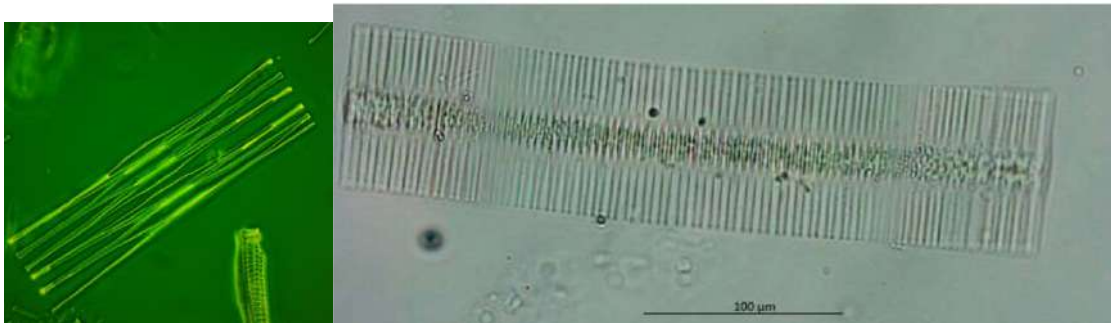
Microfotografía 6. *Cyclostephanos aff dubius* (muestra oxidada).



Microfotografía 7. *Diploneis ovalis* (muestra oxidada).



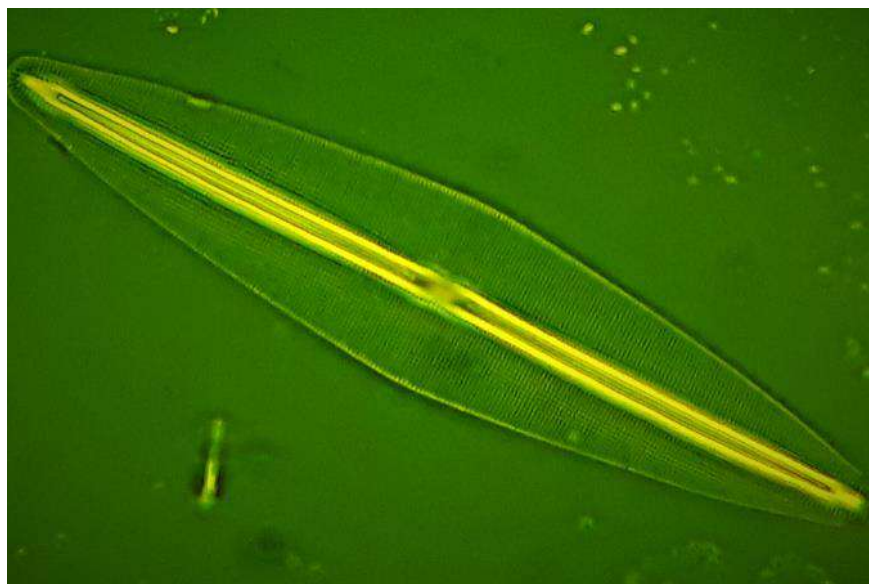
Microfotografía 8. *Diploneis ovalis* (vista con microscopio invertido).



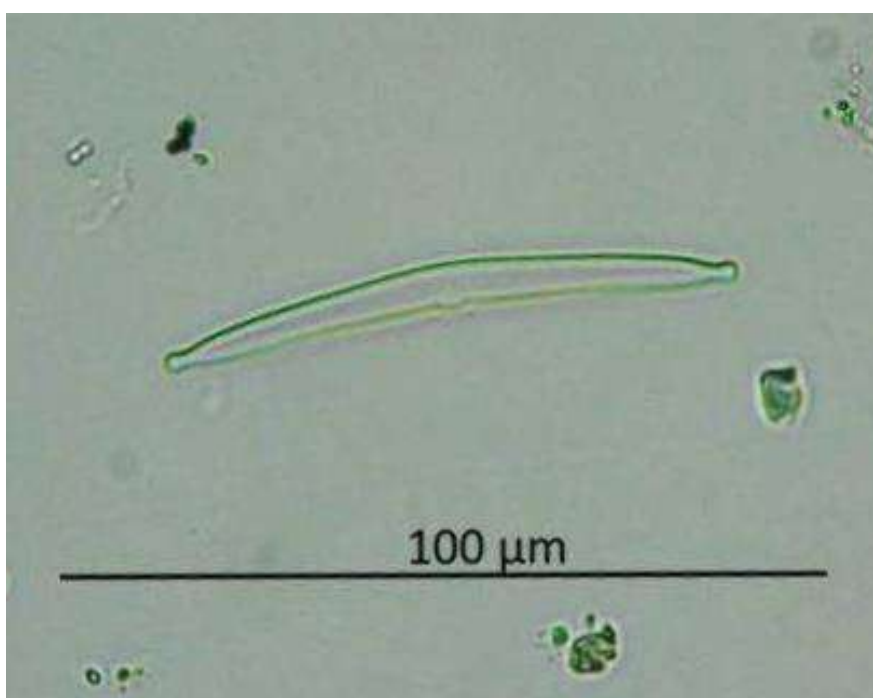
Microfotografía 9. *Fragilaria crotonensis* (muestra acidificada).



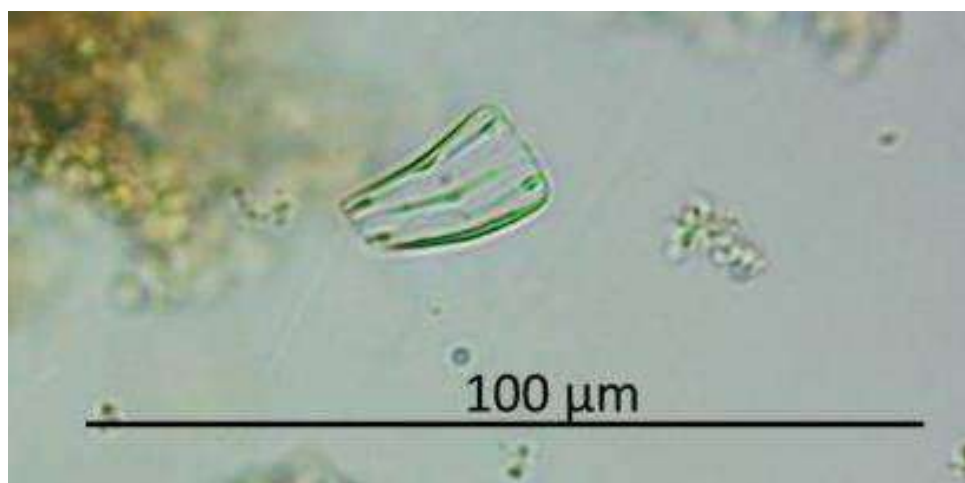
Microfotografía 10. *Fragilaria vaucheria* (muestra oxidada).



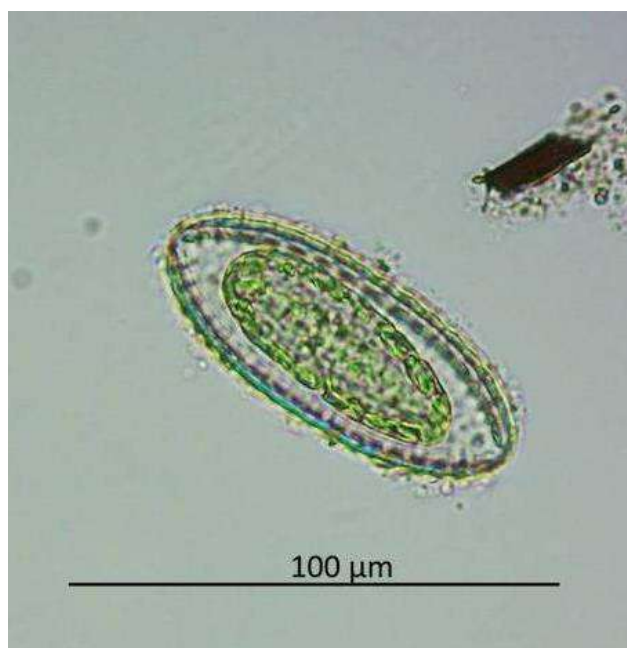
Microfotografía 11. *Frustulia saxonica* (muestra oxidada).



Microfotografía 12. *Hannaea arcus*.



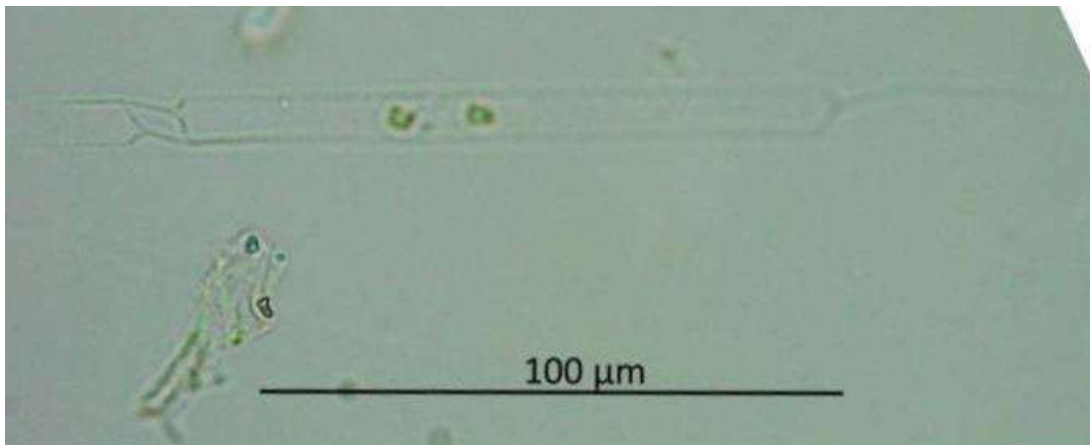
Microfotografía 13. *Rhoicosphenia* sp.



Microfotografía 14. *Surirella* sp.

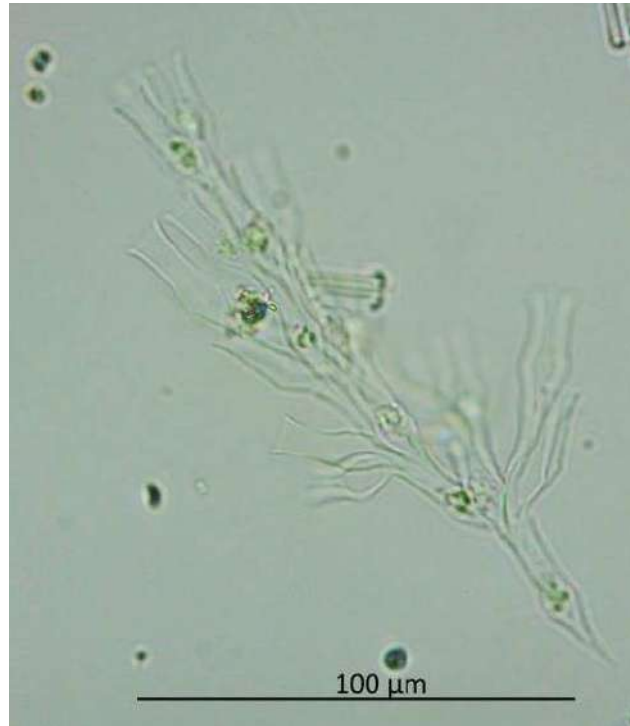


Microfotografía 15. *Tabellaria flocculosa* (muestra oxidada).



Microfotografía 16. *Urosolenia* sp.

Ochrophyta (Ex Chrysophyceae)

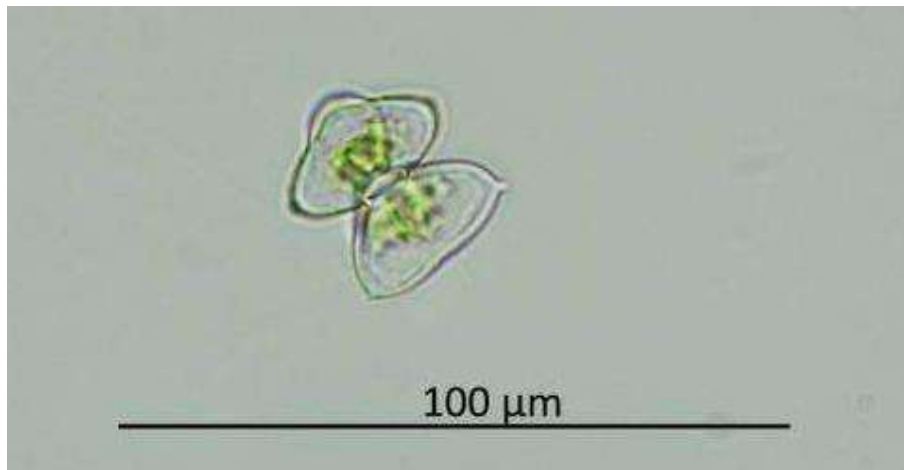


Microfotografía 17. *Dinobryon divergens* (colonial).

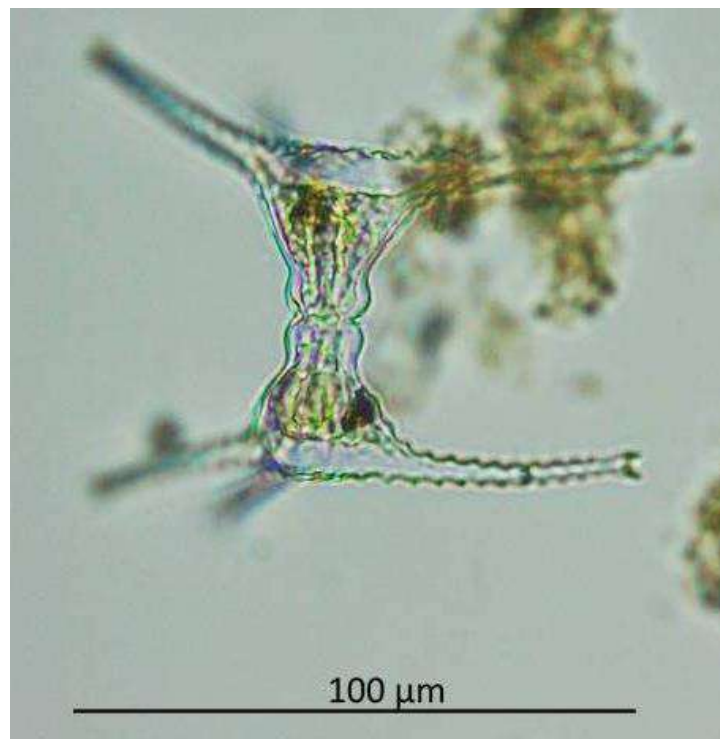
Charophyta (incluye ex Désmidios)



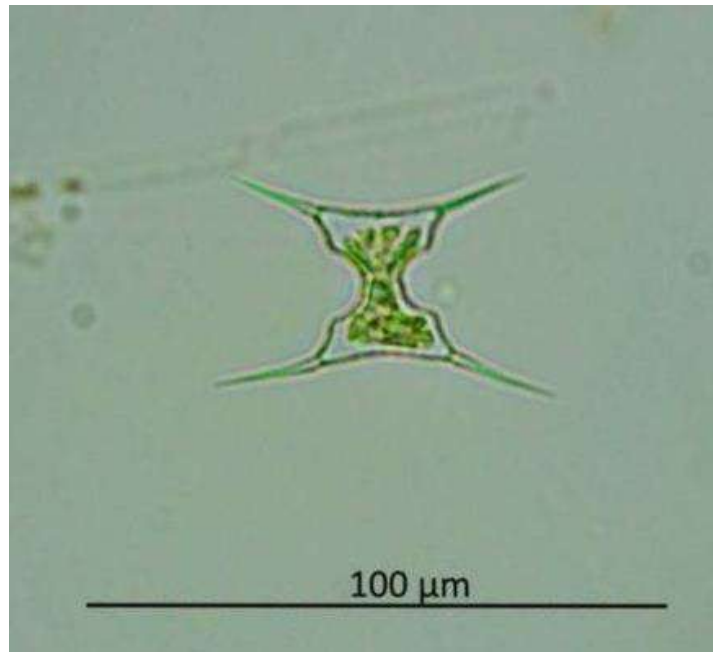
Microfotografía 18. *Elakathotrix* sp.



Microfotografia 19. *Staurastrum aff delicatum*.

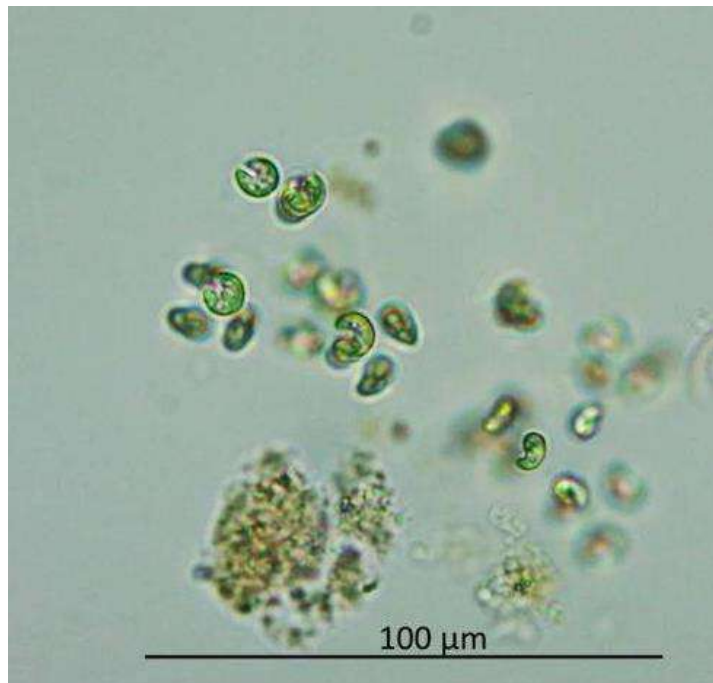


Microfotografia 20. *Staurastrum aff gracile*.

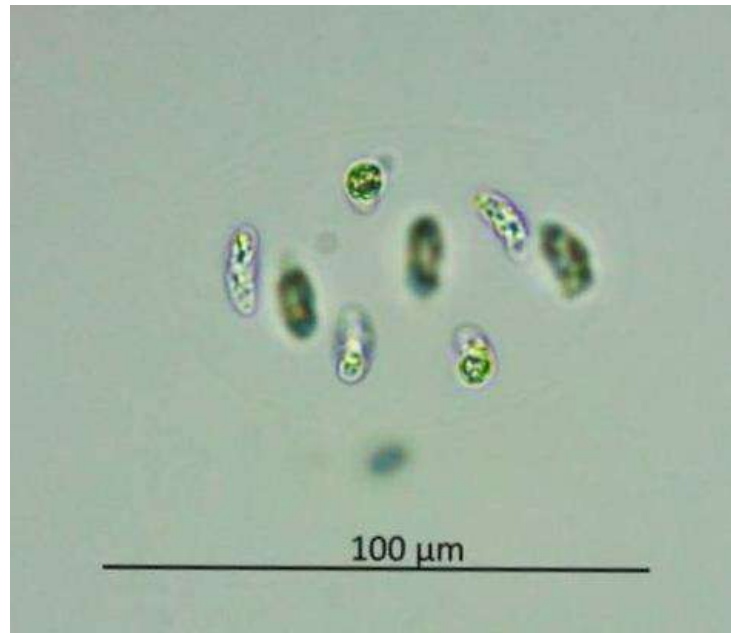


Microfotografía 21. *Staurodesmus triangularis*.

Chlorophyta (algas verdes)



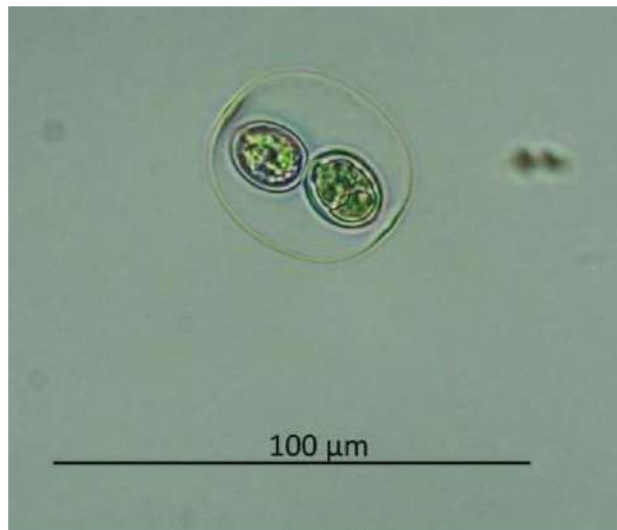
Microfotografía 22. *Kirchneriella lunaris*.



Microfotografia 23. *Nephrocytium* sp.



Microfotografia 24. *Dictyosphaerium* sp.

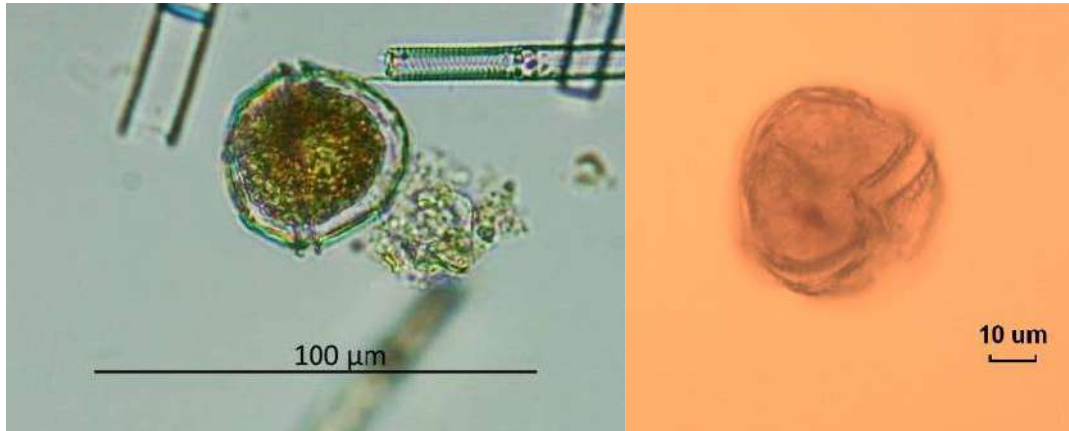


Microfotografia 25. *Oocystis* sp.

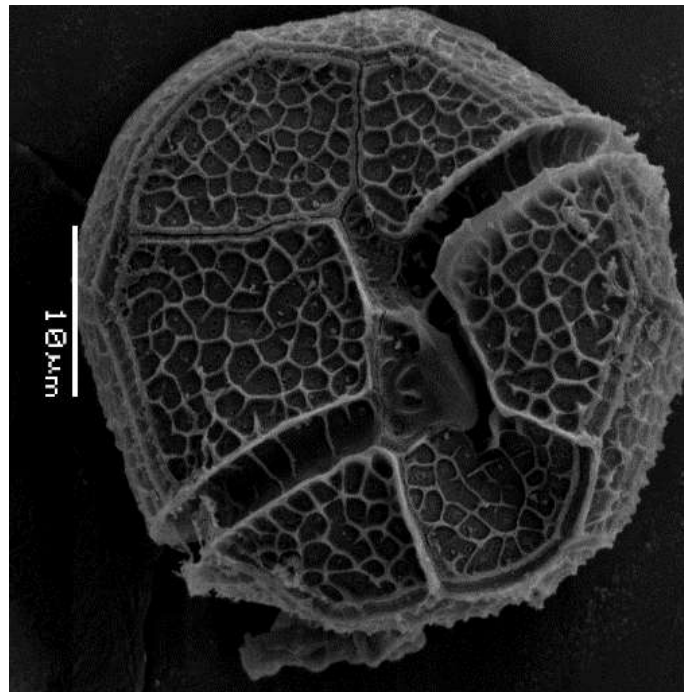
Dinophyta (Dinoflagelados)



Microfotografia 26. *Ceratium hirundinella*.

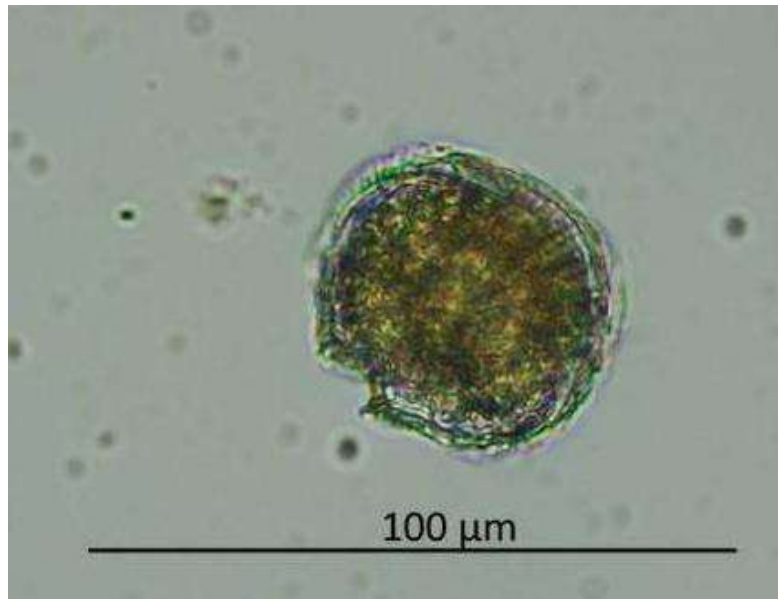


Microfotografía 27. *Peridinium cinctum*.



Microfotografía 28. *Peridinium cinctum* (visto al microscópio electrónico).

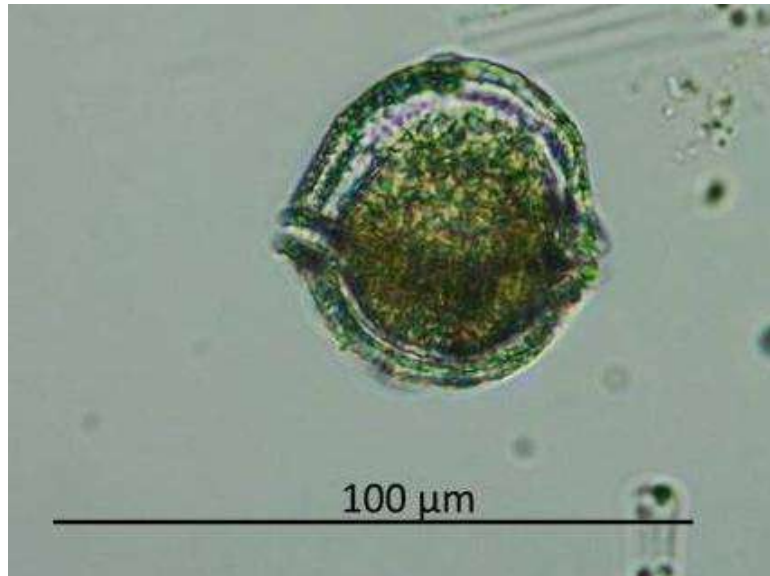
Morfotipos de *Peridinium* sp. Registrados en los análisis



Microfotografía 29. *Peridinium* sp. lago Chapo.



Microfotografía 30. *Peridinium* sp. lago Puyehue.



Microfotografía 31. *Peridinium* sp. lago Ranco

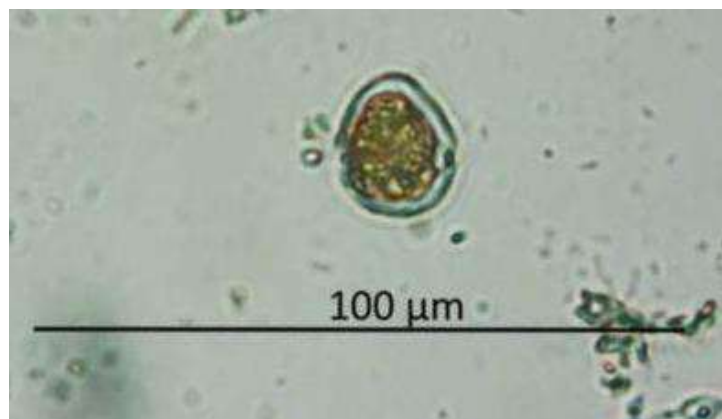


Microfotografía 32. *Peridinium* sp. lago Riesco.

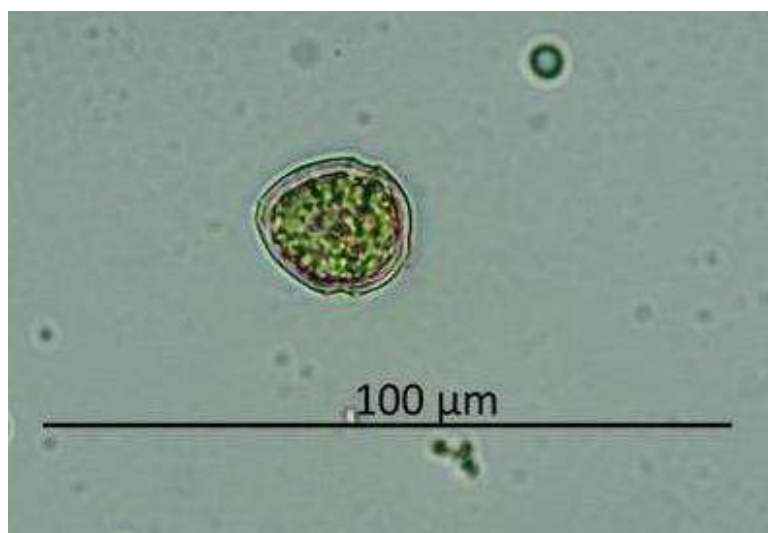


Microfotografía 33. *Peridinium* sp. lago Yelcho

Morfotipos de *Parvodinium* sp. Registrados en los análisis



Microfotografía 34. *Parvodinium* sp.



Microfotografía 35. *Parvodinium* sp. lago Chapo

Morfotipos de *Ceratium* sp. Registrados en los análisis

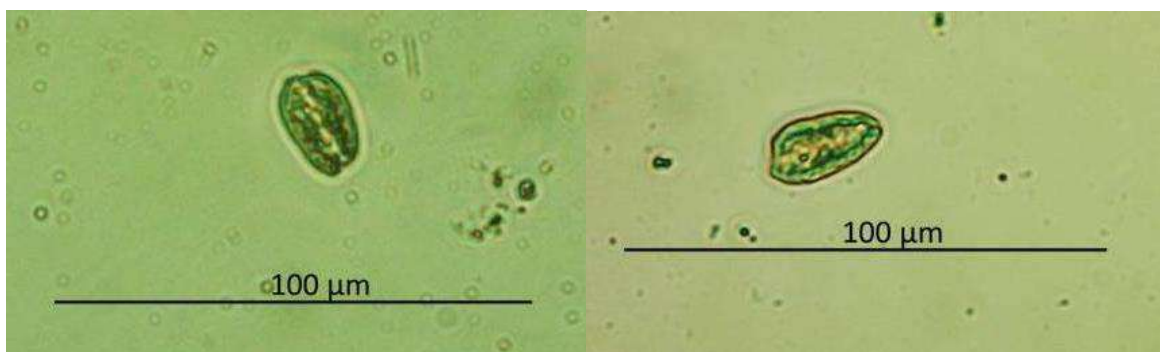


Microfotografía 36. *Ceratium* sp. lago Puyehue.



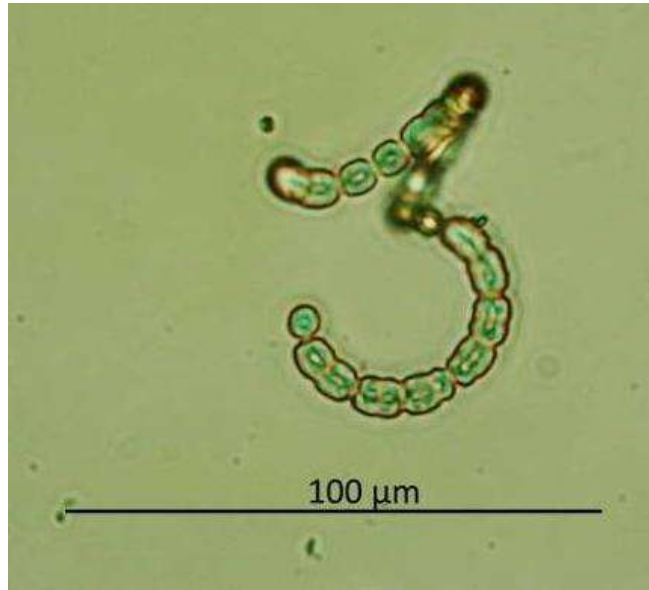
Microfotografía 37. *Ceratium* sp. lago Yelcho.

Cryptophyta (Cryptomonas)



Microfotografía 38. *Cryptomonas* sp.

Cyanophyta (Cianobacterias, algas verde azules)



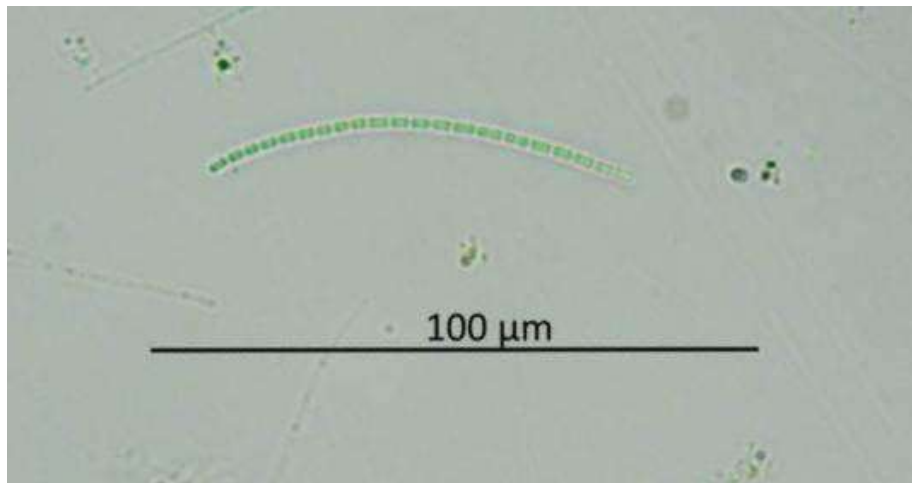
Microfotografía 39. *Dolichospermum* sp.

Filamento corto, sin caracteres taxonómicos que permiten identificar a nivel de sp.



Microfotografía 40. *Dolichospermum circinalis* (Foto del Tarahuín tercera etapa).

No se registró en esta etapa, pero se incluye a modo referencial ya que la cadena cuenta con acinetos, que permiten caracterizar a nivel de especie (la flecha señala acineto).



Microfotografia 41. *Pseudanabaena catenata*

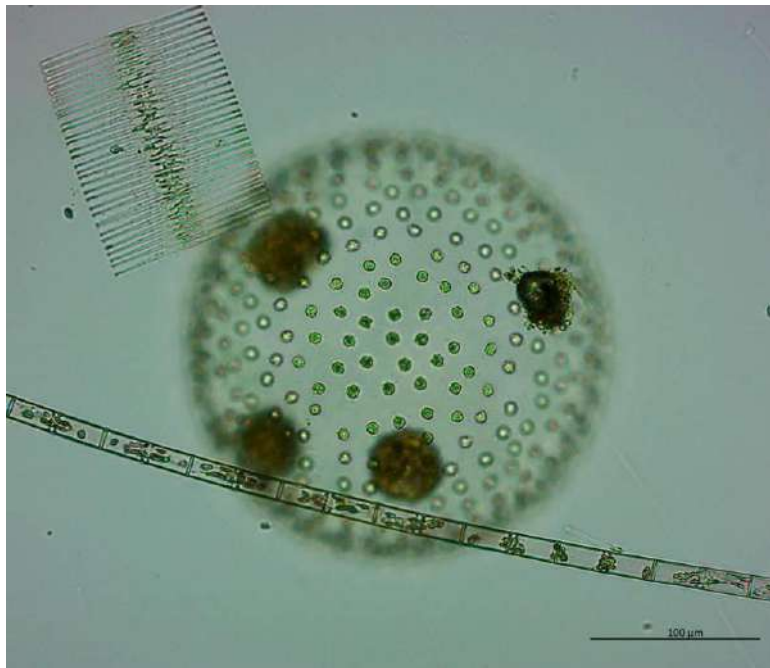


Microfotografia 42. *Oscillatoria tenuis*

Euglenophyta (Euglenas)



Microfotografía 43. *Lepocinclis* sp.



Microfotografía 44. *Volvox* sp al centro de la imagen (junto con *Fragillaria crotonensis* y *Aulacoseira granulata*).



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO

Sección Ediciones y Producción

Almte. Manuel Blanco Encalada 839

Fono 56-32-2151500

Valparaíso, Chile

www.ifop.cl