INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO

# INFORME FINAL

Convenio de Desempeño 2016

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

**SUBSECRETARIA DE ECONOMÍA y EMT / Julio 2017**

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

# INFORME FINAL

Convenio de Desempeño 2016

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

**SUBSECRETARIA DE ECONOMÍA y EMT / Julio 2017**


**REQUIRENTE**

**SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA Y EMPRESAS DE MENOR TAMAÑO**
Subsecretaria de Economía
**Natalia Piergentili Domenech**

**EJECUTOR**

**INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO, IFOP**

Director Ejecutivo
**Leonardo Núñez Montaner**

Jefe División Investigación en Acuicultura
**F. Leonardo Guzmán Méndez**

**JEFE PROYECTO**

Nicole Pesse Lastra

**AUTORES**

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

**COLABORADORES**

Christian Espinoza
Lilian Díaz Galindo
Paola Hinojosa Carrasco
Denice Meyer Cárdenas

**COLABORADOR EXTERNO**

Jorge Nimptsch Maass

# ÍNDICE GENERAL

Página

**ÍNDICE GENERAL** ..... I
ÍNDICE TABLAS ..... II
ÍNDICE DE FIGURAS ..... IX
**RESUMEN EJECUTIVO** ..... 23

**INTRODUCCIÓN ..... 31**

**1. OBJETIVOS ..... 36**
**2.1. Objetivo general** ..... 36
**2.2. Objetivos específicos** ..... 36

**2. METODOLOGÍA ..... 37**
**3.1 Objetivo específico 1.** ..... 37
**3.2 Objetivo específico 2.** ..... 39
**3.3. Objetivo específico 3.** ..... 47
**3.4 Objetivo específico 4.** ..... 48
**3.5 Objetivo específico 5.** ..... 54
3.6 Objetivo específico 6. ..... 56

**4. RESULTADOS ..... 58**
**4.1 Objetivo específico 1.** ..... 58
**4.3. Objetivo específico 3.** ..... 147
**4.5 Objetivo específico 5.** ..... 203
**4.6 Objetivo específico 6.** ..... 244

**5. DISCUSIÓN ..... 245**

**6. CONCLUSIÓN ..... 265**

**7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS ..... 269**
ANEXO: TABLAS ..... 280

# ÍNDICE TABLAS

Tabla 1. Valores críticos de la Organización Mundial de la Salud para aguas con fines de: potabilización y recreación, extraída de Chorus y Baltram, 1999. "Guía para el manejo de consecuencias en la salud pública, manejo y monitoreo". .....44

Tabla 2. Límites utilizados para la clasificación del estado trófico de lagos. .....47

Tabla 3. Perfiles de oxígeno en lagos de acuerdo a análisis históricos de INFAs (periodo 2009-2013).....63

Tabla 4. Temperatura del agua en promedio, desviación estándar, máximo y mínimo para los lagos en estudio entre los años 2009 y 2013, obtenido por CTD en INFAs. .....64

Tabla 5. Promedios, desviación estándar, máximos y mínimos de porcentaje de materia orgánica de sedimentos obtenidos de INFAs 2009-2013. .....65

Tabla 6. Potencial de óxido reducción en sedimentos asociados a INFAs (máximos, mínimo, promedio y desviación estándar entre los años 2009-2013). .....66

Tabla 7. Media, desviación estándar, máximos y mínimos de la temperatura de los sedimentos asociados a INFAs 2009-2013. .....68

Tabla 8. Media, máximo, mínimo y desviación estándar del pH de los sedimentos de las INFAs entre 2009-2013.....69

Tabla 9. Abundancia zooplanctónica en las estaciones de muestreo del lago Ranco, durante verano de 2017. .....74

Tabla 10. Abundancia zooplanctónica en estaciones de muestreo del lago Puyehue, durante verano de 2017. .....77

Tabla 11. Abundancia zooplanctónica en estaciones de muestreo del lago Rupanco, durante verano tardío - otoño de 2016.....80

Tabla 12. Abundancia zooplanctónica en estaciones de muestreo del lago Llanquihue, a fines de primavera – principios de verano 2016. .....82

Tabla 13. Abundancia zooplanctónica en estaciones de muestreo del lago Chapo, a fines de invierno – principios de primavera 2016.....85

Tabla 14. Abundancia zooplanctónica en estaciones de muestreo del lago Popetán en invierno de 2016. .....88

Tabla 15. Porcentajes de materia orgánica total contenida en los primeros 3 cm del sedimento, además de variables físico químicas (redox, pH y sulfuro). Cada valor representa el promedio de 3 réplicas. .....89

Tabla 16. Promedio, desviación estándar y velocidad máxima de la corriente (m/s) de cada derivador por tramo en el lago Popetán. ....90

Tabla 17. Características de salinidad y conductividad del lago Huillinco. ....91

Tabla 18. Abundancia zooplanctónica en estaciones de muestreo del lago Huillinco, en invierno de 2016. ....95

Tabla 19. Porcentajes de materia orgánica total contenida en los primeros 3 cm del sedimento, además de variables físico químicas (redox, pH y sulfuro). Cada valor representa el promedio de 3 réplicas. ....96

Tabla 20. Características de salinidad y conductividad del lago Cucao. ....97

Tabla 21. Abundancia zooplanctónica en estaciones de muestreo del lago Cucao en invierno de 2016. ....100

Tabla 22. Porcentajes de materia orgánica total contenida en los primeros 3 cm del sedimento, además de variables físico químicas (redox, pH y sulfuro). Cada valor representa el promedio de 3 réplicas. ....101

Tabla 23. Abundancia zooplanctónica en estaciones de muestreo del lago Tarahuín, en otoño tardío de 2016. ....104

Tabla 24. Porcentajes de materia orgánica total contenida en los primeros 3 cm del sedimento, además de variables físico químicas (redox, pH y sulfuro). Cada valor representa el promedio de 3 réplicas. ....105

Tabla 25. Abundancia zooplanctónica en estaciones de muestreo del lago Natri en otoño tardío de 2016. ....108

Tabla 26. Porcentajes de materia orgánica total contenida en los primeros 3 cm del sedimento, además de variables físico químicas (redox, pH y sulfuro). Cada valor representa el promedio de 3 réplicas. ....109

Tabla 27. Abundancia zooplanctónica en estaciones de muestreo del lago Tepuhueico, en invierno de 2016. ....112

Tabla 28. Porcentajes de materia orgánica total contenida en los primeros 3 cm del sedimento, además de variables físico químicas (redox, pH y sulfuro). Cada valor representa el promedio de 3 réplicas. ....113

Tabla 29. Promedio, desviación estándar y velocidad máxima de la corriente (m/s) de cada derivador por tramo en el lago Tepuhueico. ....114

Tabla 30. Abundancia zooplanctónica en estaciones de muestreo del lago San Antonio, en invierno de 2016. ....117

Tabla 31. Porcentajes de materia orgánica total contenida en los primeros 3 cm del sedimento, además de variables físico químicas (redox, pH y sulfuro). Cada valor representa el promedio de 3 réplicas. ....118

Tabla 32. Promedio, desviación estándar y velocidad máxima de la corriente (m/s) de cada derivador por tramo en el lago San Antonio. ....119

Tabla 33. Abundancia zooplanctónica en estaciones de muestreo del lago Yelcho, en verano de 2016. ....122

Tabla 34. Porcentajes de materia orgánica total contenida en los primeros 3 cm del sedimento, además de variables físico químicas (redox, pH y sulfuro). Cada valor representa el promedio de 3 réplicas. ....123

Tabla 35. Promedio, desviación estándar y velocidad máxima de la corriente (m/s) de cada derivador por tramo en el lago Yelcho (* no hay datos dado a falla de los derivadores). 124

Tabla 36. Abundancia zooplanctónica en estaciones de muestreo del lago Riesco, en verano de 2016. ....126

Tabla 37. Porcentajes de materia orgánica total contenida en los primeros 3 cm del sedimento, además de variables físico químicas (redox, pH y sulfuro). Cada valor representa el promedio de 3 réplicas. ....127

Tabla 38. Promedio, desviación estándar y velocidad máxima de la corriente (m/s) de cada derivador por tramo en el lago Riesco (* no se entregan resultados dado a fallas técnicas de los derivadores). ....127

Tabla 39. Abundancia zooplanctónica en estaciones de muestreo del lago Sofía, en verano de 2017. ....131

Tabla 40. Porcentajes de materia orgánica total contenida en los primeros 3 cm del sedimento, además de variables físico químicas (redox, pH y sulfuro). Cada valor representa el promedio de 3 réplicas. ....132

Tabla 41. Revisión de Indicadores de trofía (transparencia, clorofila a, fósforo total y nitrógeno total) para la II, III y IV etapa del proyecto, en el lago Ranco. ....148

Tabla 42. Revisión de Indicadores de trofía (transparencia, clorofila a, fósforo total y nitrógeno total) para la II, III y IV etapa del proyecto, en el lago Puyehue. ....150

Tabla 43. Revisión de Indicadores de trofía (transparencia, clorofila a, fósforo total y nitrógeno total) para la II, III y IV etapa del proyecto, en el lago Rupanco. ....152

Tabla 44. Revisión de Indicadores de trofía (transparencia, clorofila a, fósforo total y nitrógeno total) para la II, III y IV etapa del proyecto, en el lago Llanquihue. ....154

Tabla 45. Revisión de Indicadores de trofía (transparencia, clorofila a, fósforo total y nitrógeno total) para la II, III y IV etapa del proyecto, en el lago Chapo. ....157

Tabla 46. Revisión bibliográfica de transparencia (m), nitrógeno total (µg/L), fósforo total (µg/L) y clorofila a (µg/L) en el lago Popetán. ....159

Tabla 47. Revisión bibliográfica de transparencia (m), nitrógeno total (µg/L), fósforo total (µg/L), clorofila a (µg/L) en el lago Huillinco. ....160

Tabla 48. Revisión bibliográfica de transparencia (m), nitrógeno total (µg/L), fósforo total (µg/L) y clorofila a (µg/L) en el lago Cucao. ....162

Tabla 49. Revisión bibliográfica de transparencia (m), nitrógeno total (µg/L), fósforo total (µg/L), clorofila a (µg/L) en el lago Tarahuín. ....163

Tabla 50. Revisión bibliográfica de transparencia (m), nitrógeno total (µg/L), fósforo total (µg/L), clorofila a (µg/L) en el lago Natri. ....165

Tabla 51. Revisión bibliográfica de transparencia (m), nitrógeno total (µg/L), fósforo total (µg/L) y clorofila a (µg/L) en el lago Tepuhueico. ....167

Tabla 52. Revisión bibliográfica de transparencia (m), nitrógeno total (µg/L), fósforo total (µg/L) y clorofila a (µg/L) y en el lago San Antonio. ....168

Tabla 53. Revisión de Indicadores de trofía (transparencia, clorofila a, fósforo total y nitrógeno total) para la III y IV etapa del proyecto, en el lago Yelcho. ....170

Tabla 54. Revisión de Indicadores de trofía (transparencia, clorofila a, fósforo total y nitrógeno total) para la III y IV etapa del proyecto, en el lago Riesco. ....171

Tabla 55. Balance hidrológico del lago Popetán. ....174

Tabla 56. Aporte de fósforo total (ton/año) según uso de suelo de la cuenca del lago Popetán....175

Tabla 57. Estimación de aporte de fósforo total (ton/año) de acuerdo a la población existente en la cuenca del lago Popetán. ....175

Tabla 58. Carga de PT (ton/año) según actividad o fuente. ....176

Tabla 59. Porcentaje de volumen acumulado y por estrato en la columna de agua en el lago Popetán. ....178

Tabla 60. Balance de PT calculado para el lago Popetán. ....178

Tabla 61. Estimación escorrentía lagos Huillinco-Cucao. ....179

Tabla 62. Aporte de fósforo total (ton/año) según uso de suelo de la cuenca de los lagos Huillinco-Cucao. ....180

Tabla 63. Sumatoria de las cargas de fósforo total para los lagos Huillinco y Cucao. ....180

Tabla 64. Carga de PT (ton/año) según actividad o fuente. ....181

Tabla 65. Porcentaje de volumen acumulado por estrato en la columna de agua y contenido de PT en el lago Huillinco. ....183

Tabla 66. Porcentaje de volumen acumulado por estrato en la columna de agua y contenido de PT en el lago Cucao y canal Caldera. ....183

Tabla 67. Balance hidrológico del lago Tarahuín. ....185

Tabla 68. Aporte de fósforo total (ton/año) según uso de suelo de la cuenca del lago Tarahuín...186

Tabla 69. Estimación de aporte de fósforo total (ton/año) de acuerdo a la población existente en la cuenca del lago Tarahuín....186
Tabla 70. Carga de PT (ton/año) según actividad o fuente....187
Tabla 71. Porcentaje de volumen acumulado y por estrato en la columna de agua en el lago Tarahuín. ....189
Tabla 72. Balance de PT calculado para el lago Tarahuín. ....190
Tabla 73. Balance hidrológico del lago Natri....192
Tabla 74. Aporte de fósforo total (ton/año) según uso de suelo de la cuenca del lago Natri. ....192
Tabla 75. Estimación de aporte de fósforo total (ton/año) de acuerdo a la población existente en la cuenca del lago Natri. ....193
Tabla 76. Carga de PT (ton/año) según actividad o fuente....194
Tabla 77. Porcentaje de volumen acumulado y por estrato en la columna de agua del lago Natri.195
Tabla 78. Balance de PT calculado para el lago Natri. ....196
Tabla 79. Balance hidrológico lago Tepuhueico. ....198
Tabla 80. Aporte de fósforo total (ton/año) según uso de suelo de la cuenca del lago Tepuhueico. 198
Tabla 81. Estimación de aporte de fósforo total (ton/año) de acuerdo a la población existente en la cuenca del lago Tepuhueico. ....199
Tabla 82. Carga de PT (ton/año) según actividad o fuente....200
Tabla 83. Porcentaje de volumen acumulado y por estrato en la columna de agua del lago Tepuhueico. ....201
Tabla 84. Balance de PT calculado para el lago Tepuhueico. ....202
Tabla 85. Aporte de fósforo total (ton/año) según uso de suelo de la cuenca del lago Llanquihue. 204
Tabla 86. Aportes directos de fósforo total (ton/año) al lago Llanquihue. ....205
Tabla 87. Estimación de aporte de fósforo total (ton/año) de acuerdo a la población existente en la cuenca del lago Llanquihue. ....205
Tabla 88. Cargas de fósforo total (ton/año) según actividad....207
Tabla 89. Contenido de PT en la columna de agua del lago Llanquihue. ....209
Tabla 90. Balance de Fósforo total calculado para el lago Llanquihue. ....209
Tabla 91. Cálculo de la carga crítica y carga actual (en base a PT) del lago Llanquihue. ....209
Tabla 92. Balance de fósforo en lago Llanquihue para los años 2014, 2015 y 2016. ....210

Tabla 93. Aporte de fósforo total (ton/año) según uso de suelo de la cuenca del lago Ranco. .....212
Tabla 94. Aportes directos de fósforo total (ton/año) al lago Ranco. .....213
Tabla 95. Estimación de aporte de fósforo total (ton/año) de acuerdo a la población existente en la cuenca del lago Ranco. .....213
Tabla 96. Cargas de fósforo total (ton/año) según actividad o fuente.....215
Tabla 97. Contenido de PT en la columna de agua del lago Ranco. .....216
Tabla 98. Balance de Fósforo total calculado para el lago Ranco. .....217
Tabla 99. Cálculo de la carga crítica y carga actual (en base a PT) del lago Ranco. .....217
Tabla 100. Balance de fósforo en lago Ranco para los años 2015 y 2016. .....217
Tabla 101. Aporte de fósforo total (ton/año) según uso de suelo de la cuenca del lago Puyehue...220
Tabla 102. Aportes directos de fósforo total (ton/año) al lago Puyehue.....221
Tabla 103. Estimación de aporte de fósforo total (ton/año) de acuerdo a la población existente en la cuenca del lago Puyehue.....221
Tabla 104. Contenido de PT en la columna de agua del lago Puyehue. .....224
Tabla 105. Balance de Fósforo total calculado para el lago Puyehue. .....224
Tabla 106. Cálculo de la carga crítica y carga actual (en base a PT) del lago Puyehue. .....225
Tabla 107. Balance de fósforo en lago Puyehue para los años 2015 y 2016. .....225
Tabla 108. Aporte de fósforo total (ton/año) según uso de suelo de la cuenca del lago Rupanco...227
Tabla 109. Aportes directos de fósforo total (ton/año) al lago Rupanco. .....228
Tabla 110. Estimación de aporte de fósforo total (ton/año) de acuerdo a la población existente en la cuenca del lago Rupanco.....229
Tabla 111. Carga de fósforo total (ton/año) según actividad o fuente.....231
Tabla 112. Contenido de PT en la columna de agua del lago Rupanco. .....232
Tabla 113. Balance de Fósforo total calculado para el lago Rupanco. .....232
Tabla 114. Cálculo de la carga crítica y carga actual (en base a PT) del lago Rupanco. .....232
Tabla 115. Balance de fósforo en el lago Rupanco para los años 2015 y 2016. .....233
Tabla 116. Aporte de fósforo total (ton/año) según uso de suelo de la cuenca del lago Chapo. .....235
Tabla 117. Aportes directos de fósforo total (ton/año) al lago Chapo. .....236
Tabla 118. Estimación de aporte de fósforo total (ton/año) de acuerdo a la población existente en la cuenca del lago Chapo. .....236
Tabla 119. Cargas de fósforo total (ton/año) según actividad o fuente.....238

Tabla 120. Contenido de PT en la columna de agua del lago Chapo. .....239
Tabla 121. Balance de Fósforo total calculado para el lago Chapo. .....239
Tabla 122. Cálculo de la carga crítica y carga actual (en base a PT) del lago Chapo. .....240
Tabla 123. Balance de fósforo en el lago Chapo para los años 2015 y 2016. .....240

# ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación geográfica lagos en estudio. a= lagos Araucanos, b= lagos Chilotes, c, d y e = lagos Patagónicos....37

Figura 2. Estaciones de muestreo en los lagos Araucanos en estudio (a= lago Ranco, b= lago Puyehue, c= lago Rupanco, d= lago Llanquihue, e= lago Chapo). ....40

Figura 3. Estaciones de muestreo en los lagos Chilotes en estudio (a= lago Popetán, b= lago Huillinco, c= lago Cucao, d= lago Tarahuín, e= lago Natri, f= lago Tepuhueico, g= lago San Antonio). ....41

Figura 4. Estaciones de muestreo en los lagos Patagónicos en estudio (a= lago Yelcho, b= lago Riesco, c= lago Sofía). ....41

Figura 5. Árbol de decisión para establecer planes de contingencia asociado a riesgo de floraciones de cianobacterias. Modificado por Bonilla 2016 de: Bonilla 2009 y de Chorus & Bartram 1999. ....45

Figura 6. Modelo conceptual nutriente color. ....47

Figura 7. Oxígeno obtenido de la columna de agua en centros de cultivo de salmónidos, mediante CTD en las diferentes INFAs realizadas (2009-2013). ....63

Figura 8. Temperatura obtenida de la columna de agua en centros de cultivo de salmónidos, mediante CTD en las diferentes INFAs realizadas (2009-2013). ....64

Figura 9. Materia orgánica (%) en promedio en sedimentos obtenidos de INFAs 2009-2016. ....65

Figura 10. Materia orgánica promedio por lago, estación y año, obtenido de sedimentos INFAs 2009-2013. ....65

Figura 11. Potencial de óxido reducción promedio obtenido de sedimentos INFAs (2009-2013). ....66

Figura 12. Potencial de óxido reducción por año, lago y estación de muestreo para sedimentos asociados a INFAs 2009-2013. ....67

Figura 13. Temperatura promedio de los sedimentos obtenida de INFAs (2009-2013). ....67

Figura 14. Temperatura de los sedimentos de acuerdo a estación de muestreo, lago y año en que se toma la INFA (2009-2013). ....68

Figura 15. pH promedio de los sedimentos obtenida de INFAs (2009-2013). ....69

Figura 16. pH de sedimentos INFAs por estación de muestreo, lago y año entre 2009 y 2013. ....69

Figura 17. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en las estaciones en estudio del lago Ranco, en verano del 2017. ....71

Figura 18. Concentraciones de $N\text{-}NH_4$ (µg/L), $N\text{-}NO_2$ (µg/L), $N\text{-}NO_3$ (µg/L) y NT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Ranco, en verano del 2017. ....72

Figura 19. Concentraciones de P-$PO_4$ (µg/L) y PT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Ranco, en verano del 2017. ....72

Figura 20. Abundancia relativa de fitoplancton por phylum (%), y densidad fitoplanctónica (cél/L) en estaciones de muestreo del lago Ranco. ....73

Figura 21. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en las estaciones en estudio del lago Puyehue, en verano del 2017. ....74

Figura 22. Concentraciones de N-$NH_4$ (µg/L), N-$NO_2$ (µg/L), N-$NO_3$ (µg/L) y NT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Puyehue, en verano del 2017. ....75

Figura 23. Concentraciones de P-$PO_4$ (µg/L) y PT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Puyehue, en verano del 2017. ....75

Figura 24. Abundancia relativa de fitoplancton por phylum (%), y densidad fitoplanctónica (cél/L) en estaciones de muestreo del lago Puyehue. ....76

Figura 25. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en las estaciones en estudio del lago Rupanco, en otoño del 2016. ....77

Figura 26. Concentraciones de N-$NH_4$ (µg/L), N-$NO_2$ (µg/L), N-$NO_3$ (µg/L) y NT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Rupanco, en otoño del 2016. ....78

Figura 27. Concentraciones de P-$PO_4$ (µg/L) y PT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Rupanco, en otoño del 2016. ....78

Figura 28. Abundancia relativa de fitoplancton por phylum (%), y densidad fitoplanctónica (cél/L) en estaciones de muestreo del lago Rupanco. ....79

Figura 29. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en las estaciones en estudio del lago Llanquihue, en primavera del 2016. ....80

Figura 30. Concentraciones de N-$NH_4$ (µg/L), N-$NO_2$ (µg/L), N-$NO_3$ (µg/L) y NT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Llanquihue, en primavera del 2016. ....81

Figura 31. Concentraciones de P-$PO_4$ (µg/L) y PT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Llanquihue, en primavera del 2016. ....81

Figura 32. Abundancia relativa de fitoplancton por phylum (%), y densidad fitoplanctónica (cél/L) en estaciones de muestreo del lago Llanquihue. ....82

Figura 33. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en las estaciones en estudio del lago Chapo, en invierno/primavera del 2016. ....83

Figura 34. Concentraciones de N-$NH_4$ (µg/L), N-$NO_2$ (µg/L), N-$NO_3$ (µg/L) y NT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Chapo, en invierno/primavera del 2016. ....83

Figura 35. Concentraciones de P-$PO_4$ (µg/L) y PT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Chapo, en invierno/primavera del 2016. ....84

Figura 36. Abundancia relativa de fitoplancton por phylum (%), y densidad fitoplanctónica (cél/L) en estaciones de muestreo del lago Chapo. ....84

Figura 37. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en las estaciones en estudio del lago Popetán, en invierno del 2016. ....86

Figura 38. Concentraciones de N-$NH_4$ (µg/L), N-$NO_2$ (µg/L), N-$NO_3$ (µg/L) y NT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Popetán, en invierno del 2016. ....86

Figura 39. Concentraciones de P-$PO_4$ (µg/L) y PT (µg/L) en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Popetán, en invierno del 2016. ....87

Figura 40. Concentraciones de DOC (mg/L) e intensidad de fluorescencia ($F_{max}$, R.U.) en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Popetán, en invierno 2016. ....87

Figura 41. Abundancia relativa de fitoplancton por phylum (%), y densidad fitoplanctónica (cél/L) en estaciones de muestreo del lago Popetán. ....88

Figura 42. Clasificación textural del sedimento (fango, arena y grava) de las estaciones E1 y E2 en el lago Popetán. ....89

Figura 43. Recorrido de cada derivador lagrangeano por tramo A y B en el lago Popetán. Flechas de color verde indican derivadores superficiales y de color rojo indican derivadores en profundidad (7 m). ....90

Figura 44. Rosa de viento a partir de estación meteorológica instalada en el lago Popetán el 2 de agosto del 2016. ....90

Figura 45. Perfiles de temperatura (°C), oxígeno (mg/L) y conductividad (µS/cm) en las estaciones en estudio del lago Huillinco, en invierno del 2016. ....91

Figura 46. Concentraciones de N-$NH_4$ (µg/L), N-$NO_2$ (µg/L), N-$NO_3$ (µg/L) y NT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Huillinco, en invierno del 2016. ....92

Figura 47. Concentraciones de P-$PO_4$ (µg/L) y PT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Huillinco, en invierno del 2016. ....92

Figura 48. Concentraciones de DOC (mg/L) e intensidad de fluorescencia ($F_{max}$, R.U.) en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Huillinco, en invierno del 2016. ....93

Figura 49. Abundancia relativa de fitoplancton por phylum (%), y densidad fitoplanctónica (cél/L) en estaciones de muestreo del lago Huillinco. ....94

Figura 50. Clasificación textural del sedimento (fango, arena y grava) de las estaciones 100617, 100520, E18, 100616, 100968, 101212 y C1 en el lago Huillinco. ....95

Figura 51. Perfiles de temperatura (°C), oxígeno (mg/L) y conductividad (µS/cm) en las estaciones en estudio del lago Cucao, en invierno del 2016. ....97

Figura 52. Concentraciones de N-$NH_4$ (µg/L), N-$NO_2$ (µg/L), N-$NO_3$ (µg/L) y NT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Cucao, en invierno del 2016. ....98

Figura 53. Concentraciones de P-$PO_4$ (µg/L) y PT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Cucao, en invierno del 2016. ....98

Figura 54. Concentraciones de DOC (mg/L) e intensidad de fluorescencia ($F_{max}$, R.U.) en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Cucao, en invierno del 2016. ....99

Figura 55. Abundancia relativa de fitoplancton por phylum (%), y densidad fitoplanctónica (cél/L) en estaciones de muestreo del lago Cucao. ....99

Figura 56. Clasificación textural del sedimento (fango, arena y grava) de las estaciones E3, E2 y 100618 (E1), en el lago Cucao. ....100

Figura 57. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en las estaciones en estudio del lago Tarahuín, en otoño del 2016. ....101

Figura 58. Concentraciones de N-$NH_4$ (µg/L), N-$NO_2$ (µg/L), N-$NO_3$ (µg/L) y NT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Tarahuín, en otoño del 2016. ....102

Figura 59. Concentraciones de P-$PO_4$ (µg/L) y PT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Tarahuín, en otoño del 2016. ....102

Figura 60. Concentraciones de DOC (mg/L) e intensidad de fluorescencia ($F_{max}$, R.U.) en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Tarahuín, en otoño del 2016. ....103

Figura 61. Abundancia relativa de fitoplancton por phylum (%), y densidad fitoplanctónica (cél/L) en estaciones de muestreo del lago Tarahuín. ....104

Figura 62. Clasificación textural del sedimento (fango, arena y grava) de las estaciones 100436 y 100521, en el lago Tarahuín. ....105

Figura 63. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en las estaciones en estudio del lago Natri, en otoño del 2016. ....106

Figura 64. Concentraciones de N-$NH_4$ (µg/L), N-$NO_2$ (µg/L), N-$NO_3$ (µg/L) y NT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Natri, en otoño del 2016. ....106

Figura 65. Concentraciones de P-$PO_4$ (µg/L) y PT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Natri, en otoño del 2016. ....107

Figura 66. Concentraciones de DOC (mg/L) e intensidad de fluorescencia ($F_{max}$, R.U.) en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Natri, en otoño del 2016. ....107

Figura 67. Abundancia relativa de fitoplancton por phylum (%), y densidad fitoplanctónica (cél/L) en estaciones de muestreo del lago Natri. ....108

Figura 68. Clasificación textural del sedimento (fango, arena y grava) de las estaciones 100437, 100600 y 100427, en el lago Natri. ....109

Figura 69. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en las estaciones en estudio del lago Tepuhueico, en invierno del 2016. ....110

Figura 70. Concentraciones de N-$NH_4$ (µg/L), N-$NO_2$ (µg/L), N-$NO_3$ (µg/L) y NT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Tepuhueico, en invierno del 2016. .....110

Figura 71. Concentraciones de P-$PO_4$ (µg/L) y PT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Tepuhueico, en invierno del 2016. .....111

Figura 72. Concentraciones de DOC (mg/L) e intensidad de fluorescencia ($F_{max}$, R.U.) en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Tepuhueico, en invierno del 2016.....111

Figura 73. Abundancia relativa de fitoplancton por phylum (%), y densidad fitoplanctónica (cél/L) en estaciones de muestreo del lago Tepuhueico. .....112

Figura 74. Clasificación textural del sedimento (fango, arena y grava) de las estaciones E1 y E2 en el lago Tepuhueico.....113

Figura 75. Recorrido de cada derivador lagrangeano por tramo A y B en el lago Tepuhueico. Flechas de color verde indican derivadores superficiales y de color rojo indican derivadores en profundidad (7 m).....114

Figura 76. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en las estaciones en estudio del lago San Antonio, en invierno del 2016.....115

Figura 77. Concentraciones de N-$NH_4$ (µg/L), N-$NO_2$ (µg/L), N-$NO_3$ (µg/L) y NT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago San Antonio, en invierno del 2016. .....115

Figura 78. Concentraciones de P-$PO_4$ (µg/L) y PT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago San Antonio, en invierno del 2016.....116

Figura 79. Concentraciones de DOC (mg/L) e intensidad de fluorescencia ($F_{max}$, R.U.) en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago San Antonio, en invierno del 2016.....116

Figura 80. Abundancia relativa de fitoplancton por phylum (%), y densidad fitoplanctónica (cél/L) en estaciones de muestreo del lago San Antonio. .....117

Figura 81. Clasificación textural del sedimento (fango, arena y grava) de las estaciones E1 y E2 en el lago San Antonio. .....118

Figura 82. Recorrido de cada derivador lagrangeano por tramo A y B en el lago San Antonio. Flechas de color verde indican derivadores superficiales, y de color rojo indican derivadores en profundidad (7 m). .....119

Figura 83. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en las estaciones en estudio del lago Yelcho, en verano del 2016. .....120

Figura 84. Concentraciones de N-$NH_4$ (µg/L), N-$NO_2$ (µg/L), N-$NO_3$ (µg/L) y NT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Yelcho, en verano del 2016. .....120

Figura 85. Concentraciones de P-$PO_4$ (µg/L) y PT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Yelcho, en verano del 2016. .....121

Figura 86. Abundancia relativa de fitoplancton por phylum (%), y densidad fitoplanctónica (cél/L) en estaciones de muestreo del lago Yelcho.....121

Figura 87. Clasificación textural del sedimento (fango, arena y grava) de las estaciones 101521 y 101522 en el lago Yelcho. .....122

Figura 88. Recorrido de cada derivador lagrangeano por tramo A y B en el lago Yelcho. Flechas de color verde indican derivadores superficiales y de color rojo indican derivadores en profundidad (15 m).....123

Figura 89. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en las estaciones en estudio del lago Riesco, en verano del 2016. .....124

Figura 90. Concentraciones de N-$NH_4$ (µg/L), N-$NO_2$ (µg/L), N-$NO_3$ (µg/L) y NT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Riesco, en verano del 2016. .....125

Figura 91. Abundancia relativa de fitoplancton por phylum (%), y densidad fitoplanctónica (cél/L) en estaciones de muestreo del lago Riesco.....125

Figura 92. Clasificación textural del sedimento (fango, arena y grava) de las estaciones 110038, 110037 y 110048 en el lago Riesco. .....126

Figura 93. Recorrido de cada derivador lagrangeano por tramo A, B, y C en el lago Riesco. Flechas de color verde indican derivadores superficiales y de color rojo indican derivadores en profundidad (15 m).....128

Figura 94. Rosa de viento a partir de estación meteorológica instalada en el lago Riesco entre el 2 al 4 de marzo del 2016. .....128

Figura 95. Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en las estaciones en estudio del lago Sofía, en verano del 2017. .....129

Figura 96. Concentraciones de N-$NH_4$ (µg/L), N-$NO_2$ (µg/L), N-$NO_3$ (µg/L) y NT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Sofía, en verano del 2017. .....129

Figura 97. Concentraciones de P-$PO_4$ (µg/L) y PT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Sofía, en verano del 2017. .....130

Figura 98. Abundancia relativa de fitoplancton por phylum (%), y densidad fitoplanctónica (cél/L) en estaciones de muestreo del lago Sofía. .....130

Figura 99. Clasificación textural del sedimento (fango, arena y grava) de las estaciones E1 y E2 en el lago Sofía. .....131

Figura 100. Serie de tiempo de viento en la estación Sofía 1. El panel superior presenta la magnitud del viento y el panel inferior la dirección del viento. .....132

Figura 101. Perfil promedio de velocidad horizontal para ADCP 1000. .....133

Figura 102. Series de tiempo para las capas del ADCP 1000. Capa de fondo en negro, capa intermedia en rojo, capa superficial en azul. .....134

Figura 103. Temperatura (°C) de los diferentes lagos muestreados de acuerdo al año. .....135

Figura 104. Boxplot de pH por lago muestreado y año. .....135

Figura 105. Boxplot de conductividad (µS/cm) por año y por lago. .....136

Figura 106. Boxplot del oxígeno (mg/L) disuelto por año y por lago. .....136

Figura 107. Boxplot de la concentración promedio de Cl a (µg/L) en la columna de agua de los diferentes lagos muestreados entre los años 2014-2016. .....137

Figura 108. Boxplot de la concentración de $NH_4^+$ (µg/L) a través del tiempo y por lago. .....137

Figura 109. Boxplot de la concentración de $NO_2^-$ (µg/L) en la columna de agua a través del tiempo (2014-2016). .....138

Figura 110. Boxplot de la concentración de $NO_3^-$ (µg/L) en la columna de agua por año y por lago. 138

Figura 111. Boxplot de la concentración de NT (µg/L) en la columna de agua de los lagos muestreados desde 2014 al 2016. .....139

Figura 112. Boxplot de la concentración de $PO_4^{3-}$ (µg/L) en la columna de agua, por año y lago de muestreo. .....139

Figura 113. Boxplot de la concentración de PT (µg/L) en la columna de agua por lago y por año.140

Figura 114. Análisis de Clúster de los lagos en base a los parámetros físico químicos, nutrientes y clorofila a durante el año 2014. .....140

Figura 115. Análisis de Cluster de las características físico - químicas, nutrientes y clorofila a de la columna de agua durante el 2015. .....141

Figura 116. Análisis de Cluster de los parámetros físico - químicos, nutriente y clorofila a de la columna de agua en las diferentes estaciones por lago y año 2016 de muestreo. .....141

Figura 117. Análisis de cluster de los promedios por lago y año de los parámetros físico - químicos, nutrientes y clorofila a en la columna de agua de los lagos muestreados entre 2014 y 2016. .....141

Figura 118. NMDS de las variables físico - químicas, nutrientes y clorofila a entre los años 2014 y 2016. .....142

Figura 119. Boxplot del índice de Shannon Wienner por lago entre 2014 y 2016. .....143

Figura 120. Análisis NMDS sobre la abundancia comunitaria de fitoplancton entre los años 2014-2016. .....143

Figura 121. Análisis de Cluster sobre la abundancia de las comunidades fitoplanctónicas en los lagos muestreados entre los años 2014 y 2015. .....144

Figura 122. Análisis de Cluster de las comunidades fitoplanctónicas analizadas por año. .....144

Figura 123. Análisis de Boxplot de la diversidad del zooplancton de acuerdo al lago muestreado y al año de muestreo. .....145

Figura 124. Análisis de NMDS sobre la abundancia comunitaria de zooplancton en los lagos muestreados entre los años 2014 y 2016. .....145

Figura 125. Análisis de Cluster sobre la abundancia de las comunidades zooplanctónicas de los lagos muestreados entre los años 2014 y 2016.....146

Figura 126. Análisis de Cluster sobre la abundancia de las comunidades zooplanctónicas entre los años 2014 y 2016. .....146

Figura 127. Valores de (a) transparencia y concentraciones promedio de (b) nitrógeno total, (c) fósforo total y (d) clorofila a para cada estación del lago Ranco en verano del 2017. Líneas punteadas indican el rango trófico para cada variable. .....147

Figura 128. Valores de (a) transparencia y concentraciones promedio de (b) nitrógeno total, (c) fósforo total y (d) clorofila a para cada estación del lago Puyehue verano 2017. Líneas punteadas indican el rango trófico para cada variable. .....149

Figura 129. Valores de (a) transparencia y concentraciones promedio de (b) nitrógeno total, (c) fósforo total y (d) clorofila a para cada estación del lago Rupanco en otoño del 2016. Líneas punteadas indican el rango trófico para cada variable. .....151

Figura 130. Valores de (a) transparencia y concentraciones promedio de (b) nitrógeno total, (c) fósforo total y (d) clorofila a para cada estación del lago Llanquihue en primavera del 2016. Líneas punteadas indican el rango trófico para cada variable. .....153

Figura 131. Valores de (a) transparencia y concentraciones promedio de (b) nitrógeno total, (c) fósforo total y (d) clorofila a para cada estación del lago Chapo en invierno/primavera del 2016. Líneas punteadas indican el rango trófico para cada variable. .....156

Figura 132. Fósforo total (µg/L) versus color (mg Pt/L) en modelo conceptual nutriente color para lago Popetán. Líneas punteadas verticales indican rangos tróficos de PT (ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico y eutrófico) y línea roja horizontal indica rango de color (bajo y elevado). .....158

Figura 133. Fósforo total (µg/L) versus color (mg Pt/L) en modelo conceptual nutriente color para lago Huillinco. Líneas punteadas verticales indican rangos tróficos de PT (ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico y eutrófico) y línea roja horizontal indica rango de color (bajo y elevado). .....159

Figura 134. Fósforo total (µg/L) versus color (mg Pt/L) en modelo conceptual nutriente color para lago Cucao. Líneas punteadas verticales indican rangos tróficos de PT (ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico y eutrófico) y línea roja horizontal indica rango de color (bajo y elevado). .....161

Figura 135. Fósforo total (µg/L) versus color (mg Pt/L) en modelo conceptual nutriente color para lago Tarahuín. Líneas punteadas verticales indican rangos tróficos de PT

(ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico y eutrófico) y línea roja horizontal indica rango de color (bajo y elevado).....163

Figura 136. Fósforo total (µg/L) versus color (mg Pt/L) en modelo conceptual nutriente color para lago Natri. Líneas punteadas verticales indican rangos tróficos de PT (ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico y eutrófico) y línea roja horizontal indica rango de color (bajo y elevado).....164

Figura 137. Fósforo total (µg/L) versus color (mg Pt/L) en modelo conceptual nutriente color para lago Tepuhueico. Líneas punteadas verticales indican rangos tróficos de PT (ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico y eutrófico) y línea roja horizontal indica rango de color (bajo y elevado).....166

Figura 138. Fósforo total (µg/L) versus color (mg Pt/L) en modelo conceptual nutriente color para lago San Antonio. Líneas punteadas verticales indican rangos tróficos de PT (ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico y eutrófico) y línea roja horizontal indica rango de color (bajo y elevado).....167

Figura 139. Valores de (a) transparencia y concentraciones promedio de (b) nitrógeno total, (c) fósforo total y (d) clorofila a para cada estación del lago Yelcho en verano del 2016. Líneas punteadas indican el rango trófico para cada variable. .....169

Figura 140. Valores de (a) transparencia y concentraciones promedio de (b) nitrógeno total y (c) clorofila a para cada estación del lago Riesco en verano del 2016. Líneas punteadas indican el rango trófico para cada variable.....170

Figura 141. Valores de (a) transparencia y concentraciones promedio de (b) nitrógeno total y (c) clorofila a para cada estación del lago Sofía en verano del 2017. Líneas punteadas indican el rango trófico para cada variable.....172

Figura 142. Mapa uso de suelo lago Popetán. .....173

Figura 143. Uso de suelo (%) en la cuenca del lago Popetán. .....173

Figura 144. Aporte de PT (ton/año) desde centros de cultivo en el lago Popetán. .....176

Figura 145. Perfil transversal desde cabecera NW a SE del lago Popetán. .....177

Figura 146. Imagen bidimensional de la batimetría del lago Popetán. .....177

Figura 147. Curva hipsográfica lago Popetán. .....177

Figura 148. Uso de suelo cuenca a) lago Huillinco (%) y cuenca b) lago Cucao (%). .....179

Figura 149. Aporte de PT (ton/año) desde centros de cultivo en el lago Huillinco.....181

Figura 150. Aporte de PT (ton/año) desde centros de cultivo en el lago Cucao.....181

Figura 151. Vista bidimensional de la batimetría del lago Huillinco-Cucao. .....182

Figura 152. Perfil transversal desde Este a Oeste de la batimetría en los lagos Huillinco-Cucao..182

Figura 153. Mapa uso de suelo lago Tarahuín. ....184
Figura 154. Uso de suelo (%) en la cuenca del lago Tarahuín. ....184
Figura 155. Aporte de PT (ton/año) desde centros de cultivo en el lago Tarahuín. ....187
Figura 156. Perfil transversal desde Este a Oeste del lago Tarahuín. ....188
Figura 157. Imagen bidimensional de la batimetría del lago Tarahuín. ....188
Figura 158. Curva hipsográfica lago Tarahuín. ....189
Figura 159. Mapa uso de suelo lago Natri. ....190
Figura 160. Uso de suelo (%) en la cuenca del lago Natri. ....191
Figura 161. Aporte de PT (ton/año) desde centros de cultivo en el lago Natri. ....193
Figura 162. Perfil transversal desde Este a Oeste del lago Natri. ....194
Figura 163. Imagen bidimensional de la batimetría del lago Natri. ....194
Figura 164. Curva hipsográfica lago Natri. ....195
Figura 165. Mapa de uso de suelo lago Tepuhueico. ....196
Figura 166. Uso de suelo (%) en la cuenca del lago Tepuhueico. ....197
Figura 167. Aporte de PT (ton/año) desde centros de cultivo en el lago Tepuhueico. ....199
Figura 168. Imagen bidimensional de la batimetría del lago Tepuhueico. ....200
Figura 169. Perfil transversal desde Este a Oeste del lago Tepuhueico. ....201
Figura 170. Curva hipsográfica Lago Tepuhueico. ....201
Figura 171. Mapa de las subcuencas pertenecientes a la cuenca del lago Llanquihue y sus respectivos usos de suelo. ....203
Figura 172. Uso de suelo (%) en la cuenca del lago Llanquihue. ....204
Figura 173. Producción histórica de peces (ton/año) en el lago Llanquihue. ....206
Figura 174. Aporte de PT (ton/año) desde centros de cultivo en el lago Llanquihue. ....206
Figura 175. Carga de fósforo total (ton/año) según actividad. ....207
Figura 176. Contribución de fósforo total (%) según actividad. ....208
Figura 177. Entradas de PT en el lago Llanquihue entre los años 2014 al 2016. ....210
Figura 178. Capacidad de carga de PT en el lago Llanquihue entre los años 2014 y 2016. ....210
Figura 179. Mapa de las subcuencas pertenecientes a la cuenca del lago Ranco y sus respectivos usos de suelo. ....211
Figura 180. Uso de suelo (%) en la cuenca del lago Ranco. ....211

Figura 181. Aporte de fósforo total (%) según uso de suelo. ....212
Figura 182. Producción histórica de peces (ton/año) en el lago Ranco. ....214
Figura 183. Aporte de PT (ton/año) desde centros de cultivo en el lago Ranco. ....214
Figura 184. Carga de fósforo total (ton/año) según actividad. ....215
Figura 185. Contribución de fósforo total (%) según actividad. ....216
Figura 186. Entradas de PT al lago Ranco durante los años 2015 y 2016. ....218
Figura 187. Capacidad de carga de PT en el lago Ranco para los años 2015 y 2016. ....218
Figura 188. Mapa de las subcuencas pertenecientes a la cuenca del lago Puyehue y sus respectivos usos de suelo. ....219
Figura 189. Uso de suelo (%) en la cuenca del lago Puyehue. ....219
Figura 190. Aporte de fósforo total (ton/año) según uso de suelo. ....220
Figura 191. Producción histórica de peces (ton/año) en el lago Puyehue. ....222
Figura 192. Aporte de PT (ton/año) desde centros de cultivo en el lago Puyehue. ....222
Figura 193. Carga de fósforo total (ton/año) según actividad o fuente. ....223
Figura 194. Contribución de fósforo total (%) según actividad. ....223
Figura 195. Entradas de PT al lago Puyehue durante los años 2015 y 2016. ....225
Figura 196. Capacidad de carga de PT del lago Puyehue para los años 2015 y 2016. ....226
Figura 197. Mapa de las subcuencas pertenecientes a la cuenca del lago Rupanco y sus respectivos usos de suelo. ....226
Figura 198. Uso de suelo (%) en la cuenca del lago Rupanco. ....227
Figura 199. Aporte de fósforo total (%) según uso de suelo. ....228
Figura 200. Producción histórica de peces (ton/año) en el lago Rupanco. ....229
Figura 201. Aporte de PT (ton/año) desde centros de cultivo en el lago Rupanco. ....230
Figura 202. Carga de fósforo total (ton/año) según actividad. ....230
Figura 203. Contribución de fósforo total (%) según actividad. ....231
Figura 204. Entradas de PT al lago Rupanco durante los años 2015 y 2016. ....233
Figura 205. Capacidad de carga de PT en el lago Rupanco para los años 2015 y 2016. ....233
Figura 206. Mapa de las subcuencas pertenecientes a la cuenca del lago Chapo y sus respectivos usos de suelo. ....234
Figura 207. Uso de suelo (%) en la cuenca del lago Chapo. ....234
Figura 208. Aporte de fósforo total (%) según uso de suelo ....235

Figura 209. Producción histórica de peces (ton/año) en el lago Chapo. .....237
Figura 210. Aporte de PT (ton/año) desde centros de cultivo en el lago Chapo.....237
Figura 211. Carga de fósforo total (ton/año) según actividad. .....238
Figura 212. Contribución de fósforo total (%) según actividad. .....238
Figura 213. Entradas de PT al lago Chapo durante los años 2015 y 2016. .....240
Figura 214. Capacidad de carga de PT en el lago Chapo para los años 2015 y 2016. .....241
Figura 215. Mapa de las subcuencas pertenecientes a la cuenca del lago Yelcho y sus respectivos usos de suelo. .....242
Figura 216. Mapa de las subcuencas pertenecientes a la cuenca del lago Riesco y sus respectivos usos de suelo. .....243

**ANEXO TABLAS**

Tabla 1. Estaciones de muestreo de columna de agua para los lagos Araucanos en estudio (Ranco, Puyehue, Rupanco, Llanquihue y Chapo).
Tabla 2. Estaciones de muestreo de columna de agua en lagos Chilotes (Popetán, Huillinco, Cucao, Tarahuín, Natri, Tepuhueico y San Antonio).
Tabla 3. Estaciones de muestreo de columna de agua en lagos Patagónicos (Yelcho, Riesco y Sofía).
Tabla 4. Época de muestreo para todos los lagos en estudio.
Tabla 5. Literatura asociada a los lagos en estudio.
Tabla 6. Parámetros físico – químicos de la columna de agua del lago Ranco, verano 2017.
Tabla 7. Clasificación taxonómica del fitoplancton encontrado en el lago Ranco, densidad (cél/L), abundancia relativa (%) y riqueza de taxa por estación de muestreo.
Tabla 8. Parámetros físico – químicos de la columna de agua del lago Puyehue, verano 2017.
Tabla 9. Clasificación taxonómica del fitoplancton encontrado en el lago Puyehue, densidad (cél/L), abundancia relativa (%) y riqueza de taxa por estación de muestreo.
Tabla 10. Parámetros físico – químicos de la columna de agua del lago Rupanco, verano 2016.
Tabla 11. Clasificación taxonómica del fitoplancton encontrado en el lago Rupanco, densidad (cél/L), abundancia relativa (%) y riqueza de taxa por estación de muestreo.
Tabla 12. Parámetros físico – químicos de la columna de agua del lago Llanquihue, en primavera 2016.
Tabla 13. Clasificación taxonómica del fitoplancton encontrado en el lago Llanquihue, densidad (cél/L), abundancia relativa (%) y riqueza de taxa por estación de muestreo.
Tabla 14. Parámetros físico – químicos de la columna de agua del lago Chapo, en invierno/primavera 2016.
Tabla 15. Clasificación taxonómica del fitoplancton encontrado en el lago Chapo, densidad (cél/L), abundancia relativa (%) y riqueza de taxa por estación de muestreo.
Tabla 16. Parámetros físico – químicos de la columna de agua del lago Popetán, en invierno 2016.
Tabla 17. Clasificación taxonómica del fitoplancton encontrado en el lago Popetán, densidad (cél/L), abundancia relativa (%) y riqueza de taxa por estación de muestreo.
Tabla 18. Parámetros físico – químicos de la columna de agua del lago Huillinco, en invierno 2016.
Tabla 19. Clasificación taxonómica del fitoplancton encontrado en el lago Huillinco, densidad (cél/L), abundancia relativa (%) y riqueza de taxa por estación de muestreo.
Tabla 20. Parámetros físico – químicos de la columna de agua del lago Cucao, en invierno 2016.
Tabla 21. Clasificación taxonómica del fitoplancton encontrado en el lago Cucao, densidad (cél/L), abundancia relativa (%) y riqueza de taxa por estación de muestreo.
Tabla 22. Parámetros físico – químicos de la columna de agua del lago Tarahuín, en otoño 2016.
Tabla 23. Clasificación taxonómica del fitoplancton encontrado en el lago Tarahuín, densidad (cél/L), abundancia relativa (%) y riqueza de taxa por estación de muestreo.
Tabla 24. Parámetros físico – químicos de la columna de agua del lago Natri, en otoño 2016.
Tabla 25. Clasificación taxonómica del fitoplancton encontrado en el lago Natri densidad (cél/L), abundancia relativa (%) y riqueza de taxa por estación de muestreo.

Tabla 26. Parámetros físico – químicos de la columna de agua del lago Tepuhueico, en invierno 2016.
Tabla 27. Clasificación taxonómica del fitoplancton encontrado en el lago Tepuhueico densidad (cél/L), abundancia relativa (%) y riqueza de taxa por estación de muestreo.
Tabla 28. Parámetros físico – químicos de la columna de agua del lago San Antonio, en invierno del 2016.
Tabla 29. Clasificación taxonómica del fitoplancton encontrado en el lago San Antonio densidad (cél/L), abundancia relativa (%) y riqueza de taxa por estación de muestreo.
Tabla 30. Parámetros físico – químicos de la columna de agua del lago Yelcho, verano 2016.
Tabla 31. Clasificación taxonómica del fitoplancton encontrado en el lago Yelcho densidad (cél/L), abundancia relativa (%) y riqueza de taxa por estación de muestreo.
Tabla 32. Parámetros físico – químicos de la columna de agua del lago Riesco, verano 2016.
Tabla 33. Clasificación taxonómica del fitoplancton encontrado en el lago Riesco densidad (cél/L), abundancia relativa (%) y riqueza de taxa por estación de muestreo.
Tabla 34. Parámetros físico – químicos de la columna de agua del lago Sofía, verano 2017.
Tabla 35. Clasificación taxonómica del fitoplancton encontrado en el lago Sofía densidad (cél/L), abundancia relativa (%) y riqueza de taxa por estación de muestreo.
Tabla 36. Listado de participantes al taller de difusión del proyecto.

# RESUMEN EJECUTIVO

En esta cuarta etapa del estudio evaluación del estado ambiental de los lagos utilizados en actividades de acuicultura se han cumplido los objetivos planteados en el TTR. Este resumen integrará la información recopilada y obtenida actualmente en cada objetivo específico, para responder al objetivo general, dando cuenta del estado ambiental actual de los lagos Araucanos: Ranco, Puyehue, Rupanco, Llanquihue y Chapo; Chilotes: Popetán, Natri, Tarahuín, Huillinco – Cucao, Tepuhueico y San Antonio; Patagónicos: Yelcho, Riesco y Sofía. Su diferenciación no es solo en base a su ubicación geográfica, sino además presentan una serie de diferencias climáticas, geomorfológicas y morfométricas que implican importantes diferencias funcionales. Para evaluar el estado trófico y balance de nutrientes o capacidad de carga según correspondiera a cada cuerpo de agua, se realizó una revisión bibliográfica para recabar información y determinar el estado de conocimiento de dichos sistemas acuáticos. Luego se establecieron estaciones de monitoreo relacionadas con su geomorfología y ubicación de las concesiones de acuicultura *in situ* (balsas jaula), de este modo se establecieron estaciones control en la máxima profundidad de cada lago, y estaciones de muestreo en las bahías con acuicultura. En las estaciones de muestreo de columna de agua se determinaron perfiles de temperatura y oxígeno, nutrientes (Nitrógeno Total, Fósforo Total y sus formas disueltas), transparencia, clorofila *a*, fitoplancton cualitativo y cuantitativo, y zooplancton. En los lagos Chilotes y Patagónicos, se tomaron también muestras de sedimentos. Además, en los lagos Tepuhueico, Popetán, Yelcho, Riesco y Sofía, se realizaron mediciones de correntometría lagrangeana superficial. Junto con el monitoreo de los sistemas lacustres, se realizaron mapas de relieve y usos de suelo, se obtuvo información hidrológica y pluviométrica que permitió conocer la escorrentía de la cuenca y los caudales de los efluentes lacustres, balance hídrico y capacidad de carga.

**Lago Ranco:** Tiene una superficie de 429,6 km² y una cuenca hidrográfica siete veces mayor que la superficie del lago, correspondiente a 3.079,2 km². 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 desde el año 2012. En verano de 2017, en la columna de agua se observó una tendencia a la estratificación térmica, se encontraron aguas con buena provisión de oxígeno, hasta los 60 m de profundidad luego descendió levemente. La concentración de fósforo total (PT) y transparencia se encontraron mayoritariamente dentro del rango establecido para lagos oligotróficos, en cambio los valores de nitrógeno total (NT) y clorofila *a* oscilaron dentro del rango de ultraoligotrófico a oligotrófico. Al igual que el resto de los lagos en estudio, el balance de hidrológico fue calculado para un año anormalmente seco (2016), lo que influyó en el cálculo obtenido para el

tiempo de renovación. El cuerpo de agua del lago Ranco se considera aún en estado de oligotrofía. De acuerdo al modelo de capacidad de carga, este lago aún se encuentra en estado oligotrófico. Los principales aportantes de PT provienen en primera instancia del uso de suelo, principalmente del bosque nativo, seguido por la actividad de acuicultura (mayormente pisciculturas).

**Lago Puyehue:** Tiene una superficie de 158,8 km² y una cuenca hidrográfica siete veces mayor que el lago, con 1141,4 km² 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. Durante el verano de 2017 se observó una columna de agua estratificada, con buena provisión de oxígeno disuelto el cual disminuyó gradualmente en profundidad. Los valores de transparencia obtenidos en el presente estudio se encontraron entre la mesotrofía y eutrofía. El nitrógeno y fósforo total registraron en su mayoría valores considerados oligotróficos, mientras que la clorofila *a* presentó valores promedio ultraoligotróficos y oligotróficos, la transparencia fue baja, dentro del rango para lagos eutróficos. El tiempo de renovación calculado en la presente etapa del proyecto aumentó levemente, producto a que el balance hidrológico fue calculado en base a las precipitaciones reportadas en el año 2016, un año que presentó baja pluviosidad. De acuerdo al modelo de capacidad de carga, el lago Puyehue tiende a la mesotrofía, lo que refuerza la necesidad de regular el ingreso de nutrientes por parte de las actividades antrópicas.

**Lago Rupanco:** Tiene una superficie de 234,8 km$^2$ y una cuenca hidrográfica 3,2 veces mayor, correspondiente a 751,5 km². Su profundidad máxima y media es 273 y 162 m, respectivamente. Su tiempo de renovación es entre 8,5 y 13 años. Este lago presenta 7 concesiones acuícolas, de las cuales 2 estaban operativas en el transcurso del 2016. Se formó termoclina en la mayoría de las estaciones, si bien la columna de agua tuvo buenas condiciones de oxigenación las concentraciones variaron entre superficie y fondo. De acuerdo a los valores de transparencia, se caracteriza por su oligotrofía. El nitrógeno total en su mayoría presentó valores ultraoligotróficos, mientras el fósforo total fluctuó entre la ultraoligotrofía y eutrofía. La clorofila *a* registró valores considerados ultraoligotróficos. De acuerdo a los valores de fósforo en la columna de agua, este lago aún se encuentra en estado oligotrófico con tendencia a la mesotrofía. Los principales aportes de PT provienen de la actividad de acuicultura (en su mayoría balsas jaulas), y uso de suelo (bosque nativo y praderas). Los aportes provenientes de las actividades antrópicas pueden ser manejados, no así las de origen natural, como son los aportes de bosques nativos. Tampoco se tiene incidencia sobre la cantidad de precipitación que hace escurrir los nutrientes hacia el lago.

**Lago Llanquihue:** Tiene una superficie de 870 km$^2$ y una cuenca hidrográfica con 776,6 km$^2$ 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 concesiones acuícolas, de los cuales 7 centros poseen

información de producción para el año 2016.De acuerdo a los parámetros indicadores de trofía de la Norma Secundaria de Calidad, los valores de la transparencia indicaron un estado oligotrófico. En tanto, el fósforo y nitrógeno total, además de la clorofila a se clasificaron dentro de la ultra a la oligotrofía, salvo en la estación bahía Cox que en todos los casos presentó altos valores. Se registró una disminución de la transparencia en los centros Puerto Rosales, Bahía Volcán y Bahía Ensenada, en invierno del 2015, asociándose a las dos últimas estaciones el efecto de la erupción del volcán Calbuco. El balance hidrológico calculado para el año 2016, fue mayor al registrado en etapas anteriores, producto de la baja pluviosidad, lo que conlleva a una baja escorrentía y caudal del efluente, el tiempo de renovación calculado para este año fue mayor (85 años). Si bien, de acuerdo a las concentraciones de PT en la columna de agua, el lago Llanquihue aún se considera en estado de oligotrofía, se ha observado un aumento de su concentración en el tiempo.

**Lago Chapo:** El lago/embalse Chapo tiene una superficie de 46,1 $km^2$ y una cuenca hidrográfica seis veces mayor, correspondiente a 274,4 $km^2$. 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, no registrándose producción durante el año 2016. En el lago Chapo los valores de transparencia fluctuaron en el rango la oligotrofía, salvo las dos estaciones más someras que presentaron valores meso-eutróficos. En tanto, el PT presentó valores en su mayoría oligotróficos, al igual que el NT. La clorofila *a* tendió a un estado ultraoligotrófico. De acuerdo al resultado de la carga actual en base a fósforo total, el lago Chapo aún se encuentra en estado oligotrófico. Los principales aportantes del PT son las balsas jaulas (>60%), seguido por el uso de suelo (principalmente bosque nativo).

**Lago Popetán:** De un tamaño muy reducido, tiene una superficie de solo 1,7 $km^2$ y una cuenca hidrográfica 12,8 veces mayor al lago, correspondiente a 21,3 $km^2$. Su profundidad máxima y media es solamente 17,4 y 8,1 m, respectivamente. Su tiempo de renovación calculado es de 0,2 a 0,5 años aproximadamente. Este lago posee una concesión acuícola, que no se encuentra activa desde el año 2010. En el lago Popetán durante el invierno de 2016, se evidenció una columna de agua mezclada, sin estratificación y con buenas condiciones de oxigenación. En el caso de los nutrientes, las concentraciones de nitrógeno total y fósforo total se encontraron en el rango establecido para el estado oligotrófico, aunque las concentraciones registradas para ambos nutrientes fueron muy cercanas a la Mesotrofía. De los lagos Chilotes en estudio, la cuenca del lago Popetán es la que se encuentra más antropizada, la mayor cobertura de suelo está representada por praderas. De hecho, los mayores aportes de fósforo de acuerdo a los usos de suelo fueron representados por praderas. En tanto, la mayor carga de fósforo al sistema lacustre fue contribuida por balsas jaulas, actividad que dejó de funcionar el año 2010. Las precipitaciones del año 2016 fueron reducidas, conllevando a una baja incorporación de nutrientes desde la cuenca al lago a través de escorrentía. Basados en el análisis de trofía para el lago Popetán, se obtuvo que este lago posee una condición distrófica,

estado relacionado a elevadas contribuciones alóctonas. Los sedimentos estuvieron compuestos en su totalidad por fango y evidenciaron elevada materia orgánica (> 64 %) y bajo pH.

**Lago Cucao:** Tiene una superficie de 10,4 km² y una cuenca hidrográfica 3,7 veces mayor, con 39 km² de superficie. Su profundidad máxima y media es de solo 25 y 12 m, respectivamente. El lago Cucao tiene una concesión acuícola, concesión que no se encuentra en funcionamiento desde el año 2009. El lago Cucao evidenció una columna de agua estratificada, presentando una termoclina invertida y concentraciones muy bajas de oxígeno pasado los 10 m. La estratificación del lago se encuentra asociada principalmente a la influencia de agua de origen marino, que al poseer mayor densidad que el agua dulce limita la mezcla de la columna de agua. En relación a los nutrientes, las concentraciones de NT se encontraron todas dentro del rango de la oligotrofía. Mientras que las concentraciones de PT fueron elevadas dentro del rango mesotrófico-eutrófico. En relación a los diferentes usos de suelo en la cuenca del lago Cucao, las mayores contribuciones de PT provienen de la cobertura de bosque nativo. Mientras que, al analizar las contribuciones directas, las mayores fueron realizadas por balsas jaulas, a pesar que su funcionamiento se detuvo el año 2008, y seguido por las provenientes de la población. Las concentraciones de DOC fueron elevadas, indicando el análisis de PARAFAC un elevado origen alóctono del carbono. Así también, según el análisis realizado de trofía para lago Cucao, este poseería una condición mixotrófica, estado trófico asociado a lagos con elevadas contribuciones de origen alóctono (representado por el color) como de carbono autóctono (representado por PT). En relación al sedimento, en general la materia orgánica evidenció una condición alterada, encontrándose la mayoría de los valores sobre los límites de aceptabilidad establecidos para las INFAs.

**Lago Huillinco:** Tiene una superficie de 18,6 km² y una cuenca hidrográfica 27,4 veces mayor. Su profundidad máxima y media corresponde a 47 y 20,7 m, respectivamente. Este lago posee 5 concesiones, las que no están activas desde el año 2013. Es un lago meromíctico, es decir que no mezcla completamente hasta el fondo debido a una estratificación química bajo 10 - 15 m de profundidad donde se ubica el monimolímnion anóxico. De acuerdo al uso de suelo, el mayor aporte de fósforo al lago Huillinco estuvo dado por praderas, a pesar que la mayor cobertura del suelo fue compuesta por bosque nativo. En tanto, las actividades que mayormente han aportado con fósforo han sido las balsas jaulas, junto con una piscicultura que aún está vigente. En el lago Huillinco los cultivos de salmónidos en balsas jaulas dejaron de operar a partir del 2013. Ha sido descrito como un lago meromíctico, categoría atribuida a lagos que nunca se mezclan completamente, originándose por un marcado gradiente en la conductividad. Esta situación desencadena una columna de agua estratificada, con marcadas diferencias en temperatura y oxígeno entre el estrato superficial y profundo. En tanto el oxígeno, presenta elevadas concentraciones en superficie para después descender drásticamente, alcanzando concentraciones mínimas de oxígeno en profundidad. En relación a los nutrientes, el nitrógeno total fue muy variable en la columna de agua, las concentraciones de fósforo total fueron elevadas en toda la columna de agua, pero fundamentalmente en profundidades mayores a ~ 20 m. Por otro lado, el análisis de trofía indica que lago Huillinco poseería una condición mixotrófica, que hace referencia a un elevado contenido de contribuciones autóctonas como alóctonas. El análisis del sedimento en el lago Huillinco evidencio

una condición muy alterada, la mayoría de los valores obtenidos para materia orgánica, redox y pH se encontraron sobre los límites de aceptabilidad establecidos por las INFAs. En relación a la granulometría del sedimento, en estaciones con mayor circulación los sedimentos se encontraron conformados principalmente por arena, mientras que en estaciones más profundas y con escasa circulación los sedimentos estuvieron compuestos en su mayoría por fango.

**Lago Tarahuín:** Con una superficie de 7,9 km² y una cuenca 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. El balance hidrológico reflejó una baja escorrentía, asociado a la baja pluviosidad del año 2016. De acuerdo al uso de suelo de la cuenca, el mayor aportante de fósforo al lago proviene de usos de suelos asociados a praderas, sin embargo, las actividades que mayormente han contribuido con nutrientes al sistema lacustre han sido históricamente las balsas jaulas. La columna de agua se presentó homogénea para un otoño avanzado, sin estratificación térmica y con buenas condiciones de oxigenación. Con respecto a las concentraciones de N, se encontraron mayoritariamente dentro del rango oligotrófico, a excepción de las mayores profundidades, que presentaron concentraciones muy elevadas. Para el caso del PT, se registraron concentraciones muy altas en toda la columna de agua, pero principalmente en máximas profundidades. Las concentraciones de DOC fueron elevadas, las que estuvieron compuestas mayoritariamente por contribuciones alóctonas, mientras que para época de verano el principal constituyente del DOC fue el carbono de origen autóctono, reflejando variabilidad estacional en su composición. En tanto el análisis de trofía, contrario a lo esperado, indicó una condición eutrófica, debido a los bajos valores de color. De los lagos en estudio, este lago presenta mayor riesgo potencial de presentar floraciones algales nocivas de cianobacterias. El sedimento del lago Tarahuín se caracterizó por poseer elevada materia orgánica, encontrándose todos los valores fuera de los límites de aceptabilidad de las INFAs, caso contrario es lo que sucede con los valores de redox.

**Lago Natri:** Es un lago pequeño, con 7,8 km$^2$ de superficie y está emplazado en una cuenca hidrográfica diez veces mayor, con 76,04 km$^2$ 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. Este lago posee tres concesiones, los que no presentaron producción en el transcurso del año 2015. El cálculo del balance hídrico se realizó para un año que presentó muy baja pluviosidad (año 2016), aumentando el tiempo de renovación calculado. De acuerdo al cálculo de la carga de fósforo según actividad, se registró que históricamente las balsas han sido los mayores contribuyentes de fósforo al lago. El lago se encontró en proceso de quiebre de la termoclina, incio de mezcla. Cabe destacar que existe una importante disminución de oxígeno en la columna de agua alrededor de los 27 m, que podría asociarse a degradación de materia orgánica. En relación a los nutrientes, la mayoría de las concentraciones obtenidas de NT y PT se encontraron dentro de un estado oligotrófico. Sin embargo, se evidenció un incremento en las concentraciones a medida que aumentó la profundidad, comportamiento asociado a lagos con elevada productividad. En el lago Natri se registraron

elevadas concentraciones de DOC, sin embargo, fueron las más bajas de todos los lagos Chilotes. Basados en el análisis de PARAFAC, el DOC estuvo compuesto principalmente por contribuciones alóctonas, sin embargo, presentó las mayores contribuciones de origen autóctono dentro de los lagos Chilotes, esto puede estar asociado a las elevadas abundancias fitoplanctónicas registradas en este lago. La composición y abundancia de fitoplancton estaría indicando un ambiente eutrófico. En relación a los sedimentos, la mayoría de los registros de materia orgánica y pH se encontraron fuera de los límites de aceptabilidad de las INFAs. Mientras que los valores de redox se estuvieron dentro de estos límites. Esto podría asociarse a una baja actividad bacteriana, ya sea por el pH más acido del sedimento que inhibe la actividad bacteriana o por las características recalcitrantes de la materia orgánica.

**Lago Tepuhueico:** Tiene una superficie de 14,3 km² y una cuenca hidrográfica 11,1 veces mayor que la superficie del lago. 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. Por sus características morfológicas (tamaño y profundidad), este lago, como todos los lagos de la Isla grande de Chiloé, tiene un hipolimnion reducido en comparación con el epilimnion que convierte el lago en un cuerpo frágil frente al aumento de trofía y consecuentemente al consumo de oxígeno en el hipolimnion. El lago posee una cuenca de drenaje de 160,2 $km^2$, la que se encuentra conformada por 32 subcuencas. La cobertura de la cuenca del lago se encuentra representada principalmente por bosque nativo, uso de suelo que realiza los mayores aportes de PT. Sin embargo, al incorporar otras actividades en este análisis, se registró que el cultivo de salmónidos en balsas jaulas fue el que mayormente ha contribuido con fósforo al lago en forma histórica. En relación al balance hidrológico, las precipitaciones en el año 2016 fueron escasas, implicando que la escorrentía y aportes de fósforo al lago según uso de suelo fueran menores. El lago Tepuhueico corresponde a un lago monomíctico templado, situación que se vio reflejada en su columna de agua completamente mezclada. La mayoría de las concentraciones de nitrógeno total se encontraron dentro de los rangos correspondientes a una condición oligotrófica. En tanto, el fósforo total estuvo mayoritariamente dentro del rango mesotrófico. Se registraron las mayores concentraciones de DOC de todos los lagos en estudios, que según el análisis de intensidad de fluorescencia se compuso principalmente por contribuciones de carbono de origen alóctono. Aunque el análisis del estado trófico del lago Tepuhueico a través del modelo conceptual nutriente color indicó una condición mixotrófica. El sedimento en el lago Tepuhueico estuvo conformado en su totalidad por fango, conformado por elevada materia orgánica y bajos valores de pH. Sin embargo, lo valores redox se encontraron dentro de los límites de aceptabilidad de las INFAs.

**Lago San Antonio:** tiene una superficie de 3,03 km² y presenta una cuenca de drenaje de 24,8 km², 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 transparencia de las aguas fue muy reducida por la presencia de sustancias húmicas disueltas, que les confieren una coloración parduzca. El fondo está cubierto por arcillas finas no mezcladas con otros sedimentos. La distribución de temperatura fue uniforme durante la mayor parte del año, en tanto la oxigenación fue buena. El lago San Antonio reflejó una columna de agua completamente homogénea, condición característica de lagos monomícticos templados para la estación de invierno. Las concentraciones de nitrógeno total como de fósforo total se encontraron dentro del rango establecido para una condición oligotrófica. En el lago San Antonio, el DOC estuvo conformado mayoritariamente por su componente alóctono. Aquello se reflejó en su estado trófico, ya que a través del modelo conceptual se evidenció una condición distrófica. El análisis del sedimento en el lago San Antonio evidencio una condición bastante alterada, estuvo conformada en su totalidad por fango, mientras que la materia orgánica fue muy elevada y el pH bajo. No obstante, los valores de potencial redox en los sedimentos se encontraron todos dentro de los límites de aceptabilidad de las INFAs. Esto puede originarse porque el pH acido del sedimento podría inhibir la actividad bacteriana o la materia orgánica que compone el sedimento es de difícil degradación.

**Lago Yelcho:** El lago presenta una superficie de 120,9 km² y una cuenca hidrográfica 17,4 veces mayor. 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. El estado trófico del lago Yelcho, oscilo entre la ultraoligotrofía y la mesotrofía, específicamente los valores de transparencia fluctuaron entre la oligo y mesotrofía; el nitrógeno total en su totalidad presentó un estado ultraoligotrófico; el fósforo total tendió a ultra y oligotrofía, salvo en la estación control situada en la parte central del lago que presentó valores mesotróficos. La clorofila *a* indicó un estado generalmente ultraoligotrófico, a oligrotófico en algunos casos. Los resultados obtenidos de los parámetros NT, PT y clorofila *a* indicaron que el lago aún se encuentra en estado de ultraoligotrofía, salvo la transparencia que se caracterizó por un estado de mesotrofía, lo cual podría haber sido afectado por la turbidez o sólidos totales y disueltos aportados por la influencia glacial.

**Lago Riesco:** Este lago tiene un área de 14,7 km², y profundidad máxima de 130 m, la cuenca tiene un área de 351,8 km² compuesta por 31 subcuencas, de las cuales la más importante corresponde al río Cóndor (83 % área total). 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. Es un lago oligotrófico, muy transparente, profundo y monomíctico, es decir, presenta una estratificación térmica estival y mezcla completa invernal. De acuerdo a los valores de

transparencia, se caracterizaron éstos por un estado mesotrófico a eutrófico. En tanto, las concentraciones de fósforo total estuvieron bajo el límite de detección, y la clorofila *a* presentó valores ultraoligotróficos. Las concentraciones de NT varían entre el estado de ultra a oligotrofía, mientras que los resultados de PT y la clorofila *a* indicaron un estado de ultraoligotrofía, no así la transparencia, que registró valores dentro del rango de la mesotrofía, incluso se registraron valores considerados eutróficos.

**Lago Sofía:** La cuenca del lago tiene un área aproximada de 63,6 km², de las cuales 8,96 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. Este somero y pequeño lago, presenta la influencia humana a través de tres actividades principales en su cuenca: acuicultura, turismo y asentamientos humanos. Los aportes de agua durante el periodo de muestreo que observamos fueron mínimos y son de carácter discontinuo. La transparencia presentó valores considerados mesotróficos, mientras que el nitrógeno registró valores oligotróficos. El fósforo total se consideró oligotrófico con tendencia a la mesotrofía, y la clorofila *a* indicó valores ultraoligotróficos.

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 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 biomasas 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.

# INTRODUCCIÓN

La salmonicultura ha tenido un importante aumento en la producción en los últimos años, debido principalmente a la creciente demanda de nuevos productos alimenticios y sobre todo por la disminución de los recursos pesqueros (Demirak *et al*. 2006). Ha pasado de ser incipiente, a equipararse con la producción pesquera en cuanto a la alimentación de la población en el mundo (91 millones de toneladas de pesca vs 90 millones de toneladas en acuicultura en 2014 (FAO 2014)). El año 2016 la acuicultura nacional alcanzó un total de 1,0393 millones de toneladas de productos alimenticios, con un valor total estimado de 3.614 millones de USD (Subpesca 2016).

Con más de 703 mil toneladas anuales de producción, Chile se ubica dentro de los principales productores acuícolas a nivel mundial siendo la mayor parte de las cosechas correspondientes a salmónidos, los que explican más del 72 % de la producción total, seguidos de moluscos con un 26,2 % (24,8 % Choritos) y algas un 1,1 % (casi 100 % Pelillo). En la salmonicultura, los niveles de producción en orden decreciente corresponden a Salmón Atlántico (605,8 mil ton/año), Salmón del Pacífico, Plateado o Coho (135,8 ton/año) y Trucha (97,7 mil ton/año) (Subpesca 2016), posicionando al país en el segundo lugar de productores y exportadores de salmones a nivel mundial, luego de Noruega.

En Chile, el cultivo de salmones fue introducido en la década del 70', como una medida para diversificar la economía del país (Barton & Fløysand 2010), representando hoy en día el sistema de producción animal más importante del país (Bjørndal 2002), siendo reconocido por su éxito internacional y rápido crecimiento. Esto ha significado una fuerte transformación de las economías locales y regionales, pudiendo incluso aumentar las brechas sociales (Barton & Fløysand 2010). Entre los años 1970 y 1990, el número de plantas de procesamiento de pescado creció aproximadamente de 75 a más de 400, proporcionando en la última década alrededor de 200.000 puestos de empleo, directo e indirecto (Shurman 2004).

Las exportaciones de especies salmonídeas han tenido un notable incremento en el período 2003-2016, pasando de 285 mil toneladas a más de 1 millón toneladas en el año 2016, lo que implica ventas por un total de 3.614 millones de USD (Subpesca 2016). Esta mayor disponibilidad de productos, es responsable en gran medida de la caída de los precios de salmones y truchas en el mercado mundial (Achurra 2005).

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 la Araucanía, de los Ríos, de los Lagos (Tacon & Metian 2009) 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 se lleva a cabo el proceso de engorda y procesamiento de los salmones (Barton & Fløysand 2010, Bustos-Gallardo 2013). En la

región de Magallanes la acuicultura aún es incipiente (año 2017) debido a regulaciones estatales que han detenido los procesos de otorgamiento de concesiones hasta tener mayor información ambiental de la zona.

El fuerte y continuo crecimiento de la acuicultura también ha generado importantes beneficios sociales e ingresos económicos, pero ha dado lugar a múltiples impactos ambientales (Holmer *et al*. 2008, David *et al.* 2009), entre los que destaca el aumento en el aporte de nutrientes hacia los lagos, acelerando del proceso de eutroficación (Smith 2003).

La eutroficación ha sido definida 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, debido al aporte gradual de nutrientes desde la cuenca (Lampert & Sommer 2007), pero que es acelerado por las actividades antrópicas, alcanzándose condiciones eutróficas en un menor tiempo.

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). 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). Recientemente, se ha confirmado que lo que conduce a un proceso de eutroficación es un aumento de uno o varios 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), siendo 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 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 problemas secundarios como la 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 fósforo 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, evitando así 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 balance de 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, 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 eutroficación 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); categorizando la producción biológica, determinada por la cantidad de nutrientes, los factores físicos y químicos del sistema (CONAMA 2004). Así, los lagos y embalses pueden clasificarse según su trofía 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 trofía de los lagos se basan generalmente en la concentración de fósforo y nitrógeno total, concentración de clorofila *a* (Cl*a*) y en la variabilidad del disco Secchi (OCDE 1982, CONAMA 2004, Nürnberg 1998, IETC 2001). A menudo es complejo 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 Cl*a*, 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 captación de agua potable, recreación, turismo, acuicultura y 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 Cyanophycea 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). Las masas de agua y existe abundante bibliografía sobre ello. El fitoplancton es la comunidad de microorganismos, en su mayoría fotosintéticos (microalgas, cianobacterias, flagelados y otros grupos) que vive suspendida en la masa de agua. Sus ciclos vitales son cortos y responden rápidamente a los cambios ambientales. De acuerdo la Directiva Marco del Agua (Ministerio de Medio Ambiente de la confederación hidrográfica del Ebro 2005), establece que el fitoplancton es adecuado para la determinación y seguimiento de las presiones fisicoquímicas relacionadas con:

- Contaminación térmica
- Contaminación orgánica (soluble y particulada)
- Cambios en la mineralización del agua
- Eutrofización
- Presiones hidromorfológicas

Ante los posibles cambios que experimentan los sistemas hídricos con la eutroficación y la escasez de información atingente para los lagos donde se ha realizado acuicultura en Chile, 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 encuentra 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” en 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.

# 1. 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. Recopilar información disponible, bibliográfica y/o de proyectos referidos a estudios limnológicos de los lagos donde se desarrollan actividades de acuicultura.

2. Caracterizar ambientalmente los lagos evaluados en las etapas I, II, III de este estudio, junto con los lagos San Antonio y Sofía incluidos en la presente etapa del proyecto.

3. Evaluar el estado trófico en todos los lagos estudiados.

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

5. Entregar modelos de capacidad de carga: ajustado para el lago Llanquihue; actualizados para los lagos Ranco, Puyehue, Rupanco y Chapo; y análisis tendientes a determinar estos modelos para los lagos Yelcho y Riesco.

6. Difundir la información generada en el proyecto a través de seminarios y/o talleres.

# 2. METODOLOGÍA

## 3.1 Objetivo específico 1.

*Recopilar información disponible, bibliográfica y/o de proyectos referidos a estudios limnológicos de los lagos donde se desarrollan actividades de acuicultura.*

### 3.1.1 Área de estudio

El área de estudio se localiza en la zona Sur-Austral de Chile (40°- 45°S), específicamente entre las regiones de Los Ríos, Aysén y Magallanes. En dicha zona se consideraron 15 lagos donde existe presencia actual o previa de actividad acuícola (Figura 1).

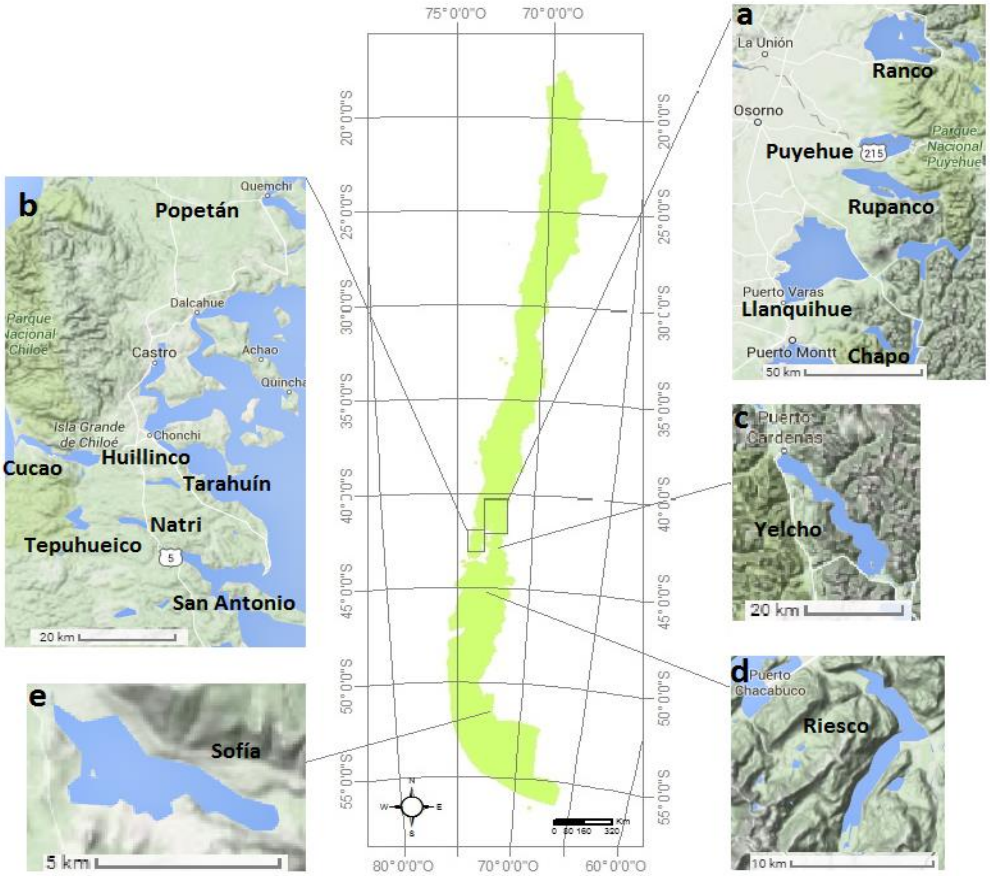


**Figura 1.** Ubicación geográfica lagos en estudio. a= lagos Araucanos, b= lagos Chilotes, c, d y e = lagos Patagónicos.

Los lagos considerados se agrupan en 3 grupos de lagos. En primer lugar, se encuentra el conjunto de lagos denominados Araucanos (Ranco, Puyehue, Rupanco, Llanquihue y Chapo) (Thomasson 1963) (Figura 1a), el segundo grupo de lagos, ubicados en la Isla de Chiloé, son denominados lagos Chilotes (Cucao, Huillinco, Tarahuín, Natri, Popetán, Tepuhueico y San Antonio) (Figura 1b), mientras que el tercer grupo son los lagos Patagónicos (Riesco, Yelcho, y Sofía) (Figura 1c, d, e). Su diferenciación no es solo en base a su ubicación geográfica, sino además presentan una serie de diferencias climáticas, geomorfológicas y morfométricas que implican importantes diferencias funcionales.

El clima de la zona de los lagos Araucanos (40° - 42° S) se caracteriza por condiciones templadas húmedas con influencia Mediterránea, con precipitaciones promedio de 2.000 mm/año y una temperatura promedio anual que fluctúa entre 6 y 9 °C, con máximos en enero (20 °C) y mínimos en julio (2 °C) (Parada 1973, Muñoz 1980). Los lagos Chilotes (42° S) se emplazan en una zona con características climáticas oceánicas con influencia Mediterránea. Las precipitaciones varían en un rango de entre 2.000 a 2.500 mm/año y presenta una temperatura promedio de 10,5 °C, con mínimos de 6,9 °C y máximos de 14,2 °C (Di Castri 1968, Subiabre & Rojas 1994). En el caso de los lagos Patagónicos, el lago Yelcho se sitúa en el paralelo 43° S, el lago Riesco en el 45° S y el lago Sofía en el 51° S. El clima de la zona del lago Yelcho es usualmente descrito como un clima templado frío con una mayor presencia de precipitaciones durante la temporada invernal (mayo a julio), con cifras que bordean los 3.000 mm de agua caída anualmente en la capital comunal (Chaitén) y que descienden hacia los valles del interior más protegidos, mientras que la temperatura en promedio no supera los 10 °C y los vientos predominantes provienen desde el oeste. En el lago Riesco, el clima predominante es el marítimo templado-frío y lluvioso, registrándose temperaturas promedio menores a 14 °C en el mes más cálido, los mínimos medios invernales no alcanzan a 0 ºC, hay más de cuatro meses con temperaturas sobre los 10 ºC y las precipitaciones anuales son cercanas a los 2.973 mm, producto de los vientos generados por altas presiones, que provienen principalmente desde el oeste, cargados de humedad en su largo trayecto oceánico descargan gran parte de ésta en las laderas de barlovento (Intendencia Región Aysén 1979). El clima del lago Sofía se caracteriza por presentar temperaturas promedio bajas (tanto diarias como anuales), vientos fuertes desde el oeste, abundancia de nubosidad y con precipitación constante durante el año. Las precipitaciones ocurren todo el año, sin embargo, las precipitaciones anuales oscilan entre 250 y 400 mm, o sea un 10 % de los registros de la costa occidental. Se pueden identificar los meses de otoño (abril y mayo) como los más lluviosos. Un segundo máximo puede presentarse entre noviembre y enero. En invierno las precipitaciones son casi exclusivamente en forma de nieve. La continentalidad hace que las temperaturas en general desciendan encontrándose valores medios anuales de 6 a 7 ºC (Dirección Meteorológica de Chile).

### 3.1.2 Revisión bibliográfica

Para obtener datos físico-químicos y biológicos históricos de agua y sedimento de los lagos, se actualizó la literatura que tuviese relación con los lagos considerados en el presente proyecto. La revisión se basó en cuatro fuentes principales de información: 1) Monitoreos constantes realizados

por la Dirección General de Aguas (Red Nacional Mínima de Control de Lagos), 2) Estudios técnicos realizados por Universidades, 3) Publicaciones científicas e 4) Informes Ambientales y Sanitarios (INFA) realizados por las empresas y presentados ante la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura. También se solicitó a la Sociedad de Limnología de Chile información actualizada.

Se utilizaron los Informes Ambientales (INFA) con antecedentes hasta el año 2016 y los antecedentes de producción o biomasa producida por concesión *in situ* (balsas jaula) para calcular los aportes de PT al lago, los que fueron obtenidos a través de la contraparte técnica del proyecto Subsecretaría de Pesca y Acuicultura.

Para obtener datos de las descargas a los cuerpos de agua en estudio y sus cuencas, se solicitaron antecedentes de los Residuos Líquidos Industriales (RILES), por ley de acceso a la información pública N°20.285 a la Superintendencia de Medio Ambiente gestionada a través del recibo N° AW003T0000599, obteniendo así datos de los RILES en la Región de la Araucanía y Magallanes. En una segunda solicitud (N°AW003T0001107), se obtuvieron las descargas de RILES de las regiones de los Ríos, Los Lagos y Aysén.

A su vez se revisó la información del Sistema de Evaluación Ambiental, priorizando la búsqueda del sector productivo: Pesca y Acuicultura, de ellos se extrajeron las Declaraciones de Impacto Ambiental o Evaluaciones de Impacto Ambiental, para conocer principalmente la georreferenciación, caudal y concentración de nutrientes en las descargas.

## 3.2 Objetivo específico 2.

*Caracterizar ambientalmente los lagos evaluados en las etapas I, II, III de este estudio, junto con los lagos San Antonio y Sofía incluidos en la presente etapa del proyecto.*

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

Se conservó el mismo diseño y estaciones de muestreo para los lagos estudiados en la III etapa del Proyecto (Figura 2, Figura 3, Figura 4; Tabla 1, 2 y 3 del Anexo). Para los lagos incluidos en esta cuarta etapa (lagos San Antonio y Sofía) se usaron los mismos criterios utilizados en las etapas previas para el establecimiento de estaciones de muestreo, metodologías de análisis y toma de muestras. En cada lago se seleccionaron puntos de muestreo asociados a cada uno de los centros de cultivos (Figura 2, Figura 3, Figura 4; Tabla 1, 2 y 3 del Anexo), en los cuales se han medido variables fisicoquímicas de la columna de agua y se tomaron muestras para el análisis de comunidades zooplanctónicas y fitoplanctónicas. También se seleccionaron sitios de referencia para la medición de variables fisicoquímicas y comunitarias de la columna de agua en los puntos de mayor profundidad de cada lago. Sólo en los lagos Chilotes, como en los dos nuevos lagos incluidos en la presente etapa, se seleccionaron 3 puntos de muestreo para el análisis de sedimento,

asociado a cada estación de acuicultura. En la Tabla 4 del Anexo se indican las estaciones del año donde se realizaron los muestreos.

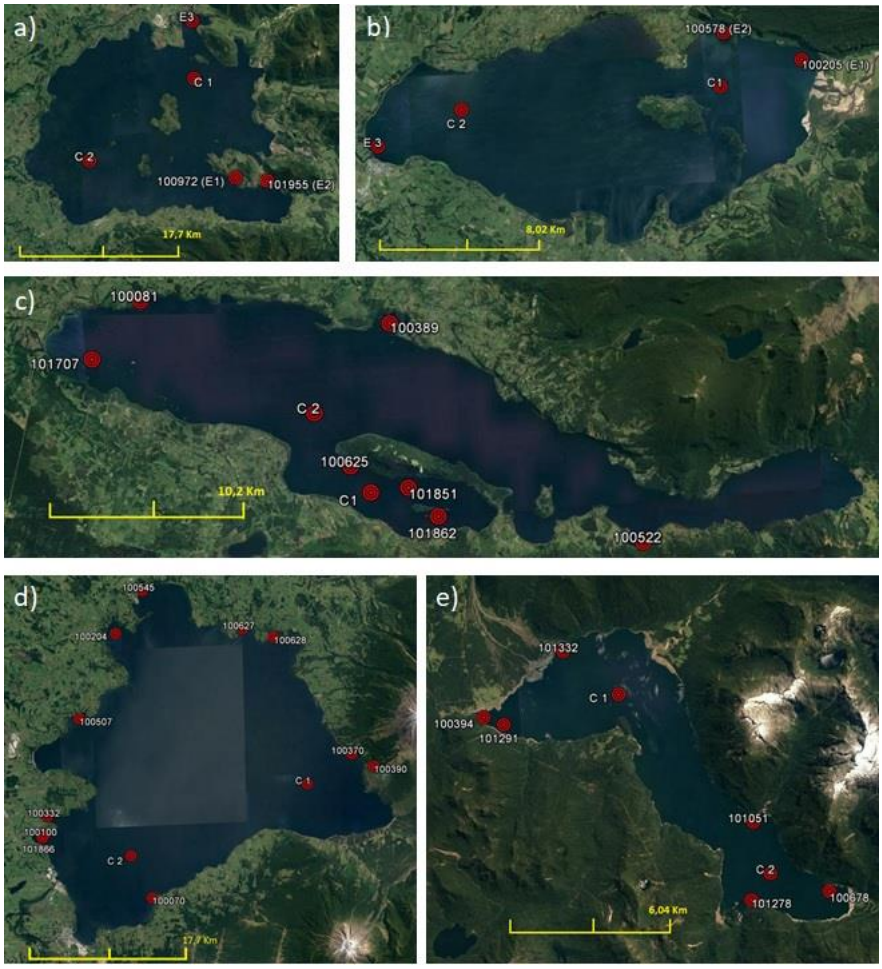


**Figura 2.** Estaciones de muestreo en los lagos Araucanos en estudio (a= lago Ranco, b= lago Puyehue, c= lago Rupanco, d= lago Llanquihue, e= lago Chapo).

Se midió correntometría lagrangeana sólo en los lagos Popetán, Tepuhueico, San Antonio, Yelcho, Riesco y Sofía, estableciendo transectos ubicados en zonas asociadas a los centros de cultivo y/o a las principales bahías. Para ello, se utilizaron 4 derivadores implementados con tarjeta GPS (GPSMAP, 78s) a 1 y 7 metros en los lagos Chilotes, y a 1 y 15 metros en los lagos Patagónicos. La correntometría fue realizada en forma diurna, posicionando los derivadores a primera hora, y retirándolos previo al ocaso. También se dispuso de una estación meteorológica que registró la velocidad y dirección del viento en el momento de medición de la correntometría. La estación meteorológica se instaló a orillas del lago, en la zona más cercana a la posición inicial de los derivadores lagrangeanos.

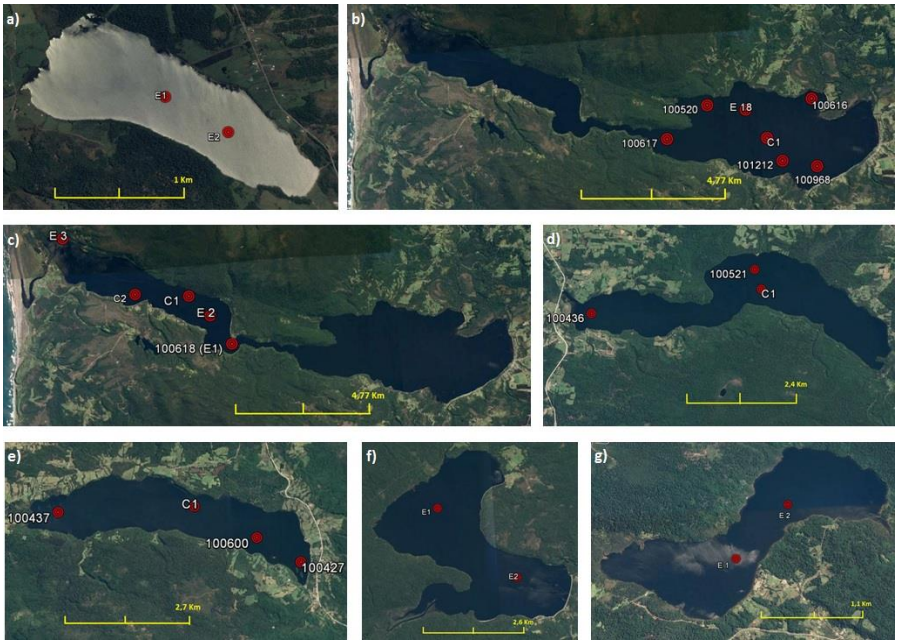


**Figura 3.** Estaciones de muestreo en los lagos Chilotes en estudio (a= lago Popetán, b= lago Huillinco, c= lago Cucao, d= lago Tarahuín, e= lago Natri, f= lago Tepuhueico, g= lago San Antonio).

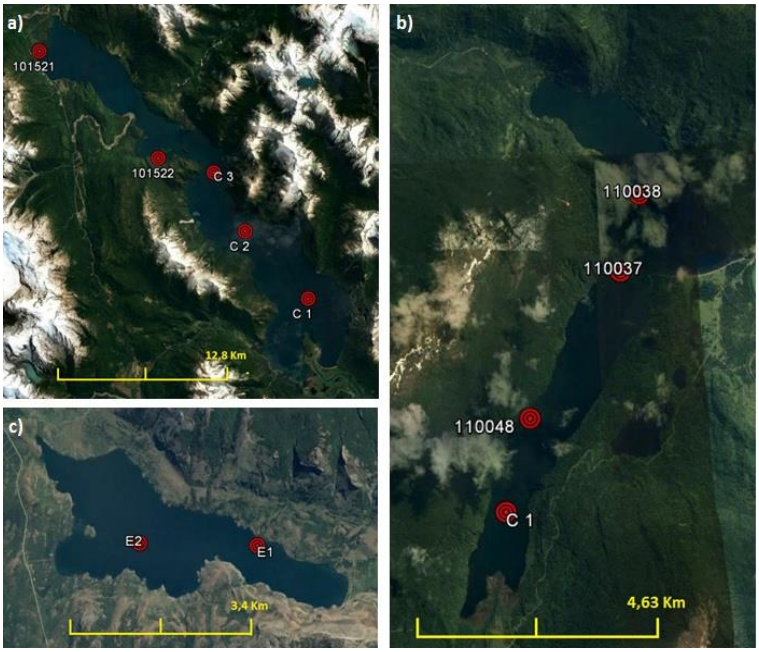


**Figura 4.** Estaciones de muestreo en los lagos Patagónicos en estudio (a= lago Yelcho, b= lago Riesco, c= lago Sofía).

### 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 el pH a distintas profundidades (Tabla 1, 2 y 3 del Anexo) utilizando una sonda multiparamétrica. La conductividad (µS/cm), temperatura (°C) y oxígeno disuelto (mg/l) mediante perfiles continuos utilizando un CTDO.

En los mismos estratos se tomaron muestras de agua para la realización de análisis de fósforo total (PT), nitrógeno total (NT), amonio ($NH_4^+$), nitrito ($NO_2^-$), nitrato ($NO_3^-$) y ortofosfato ($PO_4^{3-}$) mediante la utilización de una botella Niskin. De los cuales se extrajeron 500 ml para el análisis de PT y NT, $NH_4^+$, $NO_2^-$, $NO_3^-$ y $PO_4^{3-}$, y 125 ml para análisis de sílice. Además, se tomaron 1.000 ml de agua para el análisis de clorofila *a*, que se filtraron con filtro GF/F de 0,75 µm, y 1.000 ml de agua para análisis de seston que se filtraron con filtro GF/C de 1,2 µm, guardando cada filtro dentro de sobres de alusafoil a -20 °C.

El análisis de PT se realizó mediante digestión ácida y oxidación con persulfato de potasio según Koroleff (1983) y 4500-P B/5, Standard Methods (APHA, 2005), 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 4500-N/C y 4500-$NO_3$-E Standard Methods (APHA, 2005), Segmented flow analisis Modul SKALAR, L.D.: 0,015 mg N/L. El análisis de amonio se realizó mediante el método de Fenato (SM 4500 – $NH^3$ F), L.D.: 0,003 mg N/L. El fósforo soluble fue medido mediante la técnica 4500-P del Standard Methods (APHA, 2005), Segmented flow analisis Modul SKALAR, LD.: 0,002 mg N/L. El nitrato fue medido mediante la técnica 4500-$NO_3$ – E Standard Methods (APHA, 2005), segmented flow analisis Modul SKALAR, L.D.: 0,002 mg N/L. El sílice se analizó según la metodología de Strickland & Parson (1972), con un L.D.: 0,005 mg/L. Las muestras obtenidas se almacenaron en botellas plásticas conservadas a -20 °C hasta el momento del análisis en laboratorio.

### 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 ºC hasta el momento de la extracción con acetona al 90 %. Los extractos acetónicos (10 ml) fueron almacenados en oscuridad a 4 ºC durante 24 horas, luego filtrados a través de filtros de fibra de vidrio Millipore de 12 mm de diámetro e inmediatamente leídos en un espectrofotómetro Shimadzu UV-1203. La concentración de clorofila *a* se calculó según ecuaciones de Jeffrey & Humphrey (1975).

Para el muestreo de fitoplancton se consideró obtener una muestra representativa de la diversidad florística 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 que integra a los organismos fitoplanctónicos distribuidos desde los 40 metros de profundidad a la superficie.

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 colectarán 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, respectivamente. Luego se homogeneizaron 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. El análisis de las muestras se realizó de acuerdo al método de Mischke *et al*. (2012), el cual complementa al análisis de diversidad florística y método cuantitativo de Utermöl. 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. Luego se procedió a realizar el análisis cuantitativo (método de Utermöl), consistente en conteo 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). Se determinó el biovolumen de cianobacterias cuando presentaron abundancia relativa sobre un 5% de la estación de muestreo, de acuerdo al método de Hillebrand *et al*. (1999).

Así también, con el objetivo de incluir estándares de calidad de agua de la Organización Mundial de la Salud (OMS), respecto del posible riesgo asociado a toxicidad de cianobacterias (Microcistinas, Cilindrospermopsina y Saxitoxinas), en aguas con fines de potabilización y recreacionales (Chorus & Bartram 1999, Bonilla 2009), se incorporaron bioindicadores de biomasa de cianobacterias. Para ésto se usaron los datos de análisis de fitoplancton: densidad celular de cianobacterias (cél/L) y biovolumen de cianobacterias, junto con concentración de clorofila *a* (ug/L), obtenidas durante la campaña de muestreo anual. Se reportaron datos de este análisis, solo en los casos donde se observaron abundancias relativas de cianobacterias sobre un 5 % de abundancia relativa o densidad celular de cianobacterias superior a 2.000 cél/ml (2.000.000 cél/L), por punto de muestreo. Estos resultados fueron comparados con los valores críticos indicados en la Tabla 1, la cual clasifica en tres niveles de riesgo de exposición: bajo, medio y alto; con niveles de vigilancia: nivel de alerta I y nivel de alerta II respectivamente (Chorus & Bartram 1999, Bonilla 2009).

**Tabla 1.** Valores críticos de la Organización Mundial de la Salud para aguas con fines de: potabilización y recreación, extraída de Chorus y Baltram, 1999. "Guía para el manejo de consecuencias en la salud pública, manejo y monitoreo".

| Niveles OMS | | | Biomasa de Cianobacteria | | |
|---|---|---|---|---|---|
| **Agua Potable** | **Agua Recreación** | | **Biovolumen ($mm^3/l$)** | **Células (cél/ml)** | **Clorofila a (ug/l)** |
| Alerta 1 | | | 0,2 | 2000 | 1 |
| | Guía 1 | | 2 | 20000 | 10 |
| Alerta 2 | Guía 2 | | 10 | 100000 | 50 |

Con ello, se espera aportar con antecedentes que permitan sustentar futuras medidas de manejo de posibles floraciones algales nocivas de cianobacterias en agua dulce, basado en la experiencia científica internacional la cual ha establecido valores umbrales de estas variables (Tabla 1). Es una estrategia de monitoreo flexible y de acción usando Árboles de decisión, y el establecimiento de planes de contingencia (Figura 5).

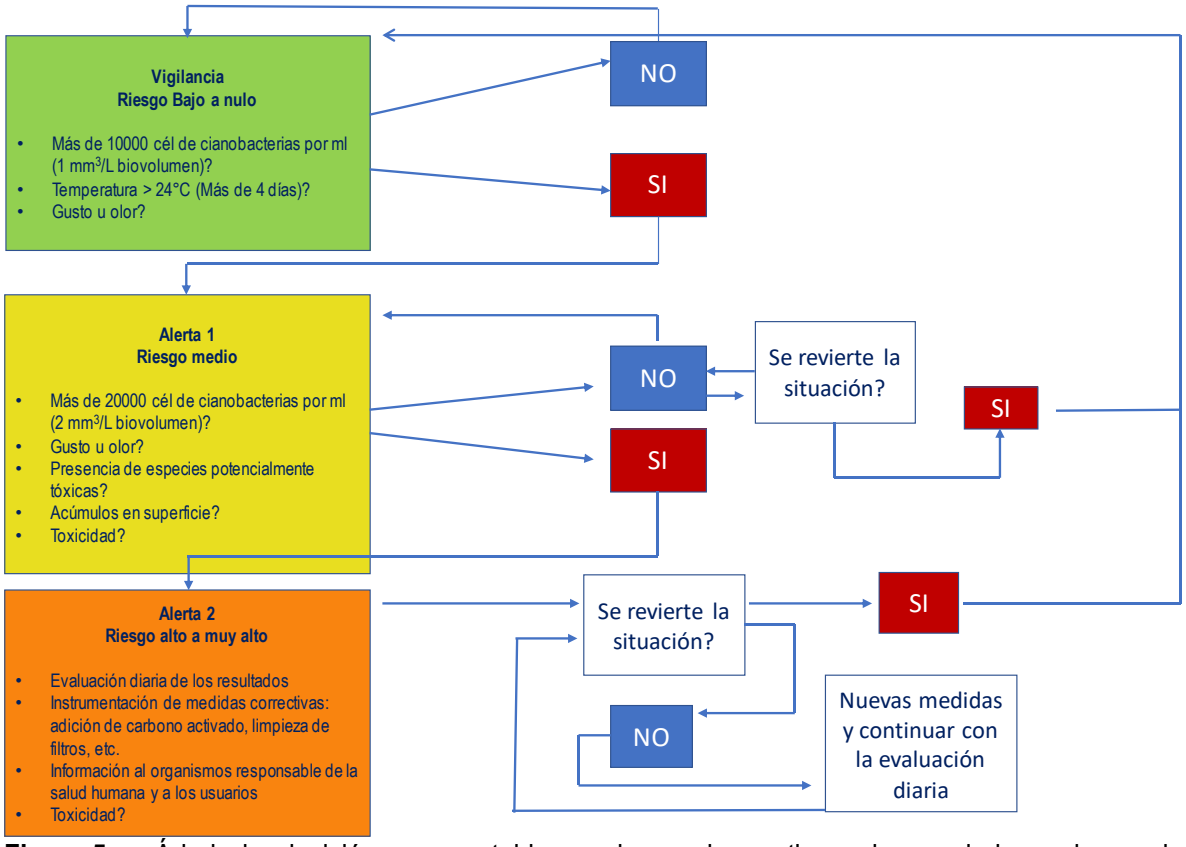


**Figura 5.** Árbol de decisión para establecer planes de contingencia asociado a riesgo de floraciones de cianobacterias. Modificado por Bonilla 2016 de: Bonilla 2009 y de Chorus & Bartram 1999.

Al evaluar las variables limnologías (o ambientales), densidad celular de cianobacterias, más biovolumen y concentración de clorofila *a*, se obtuvo las primeras aproximaciones para la estimación de posible riesgo de cianotoxicidad, en los lagos con acuicultura *in situ*.

### 3.2.4 Zooplancton

Para el muestreo de zooplancton, en cada estación de muestreo de columna de agua, se utilizó una red de 80 µm (apertura: 40 cm), la cual se sumergió hasta 60 o 2 m sobre la profundidad máxima cuando ésta 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 estaciones cercanas a concesiones de acuicultura en los lagos Chilotes (Popetán, Huillinco, Cucao, Natri, Tarahuín, Tepuhueico y San Antonio), y lagos Patagónicos (Yelcho, Riesco, y Sofía).

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. En 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 Star, 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 125 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. Para la clasificación de los sedimentos se aplicó el triángulo ternario de Folk *et al.* (1970) que considera la participación de la fracción psefítica (gravas). Los parámetros texturales permitieron 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 horas. Posteriormente se tararon los crisoles, se pesaron con las submuestras, las cuales fueron posteriormente calcinadas a 450 °C (mufla) durante 5 horas. Los crisoles con las submuestras se dejaron enfriar en un desecador, para finalmente pesar los crisoles con las submuestras calcinadas. Por diferencia de peso se obtuvo el peso de la materia orgánica total de cada submuestra (Byers *et al.* 1978).

### 3.2.6 Análisis estadístico

A partir del análisis de los datos obtenidos en terreno de los diferentes lagos, a lo largo de los años 2014, 2015 y 2016, se obtuvo tanto para el fitoplancton como el zooplancton índices de diversidad

de Shannon-Wienner. Por otra parte, se realizaron análisis de boxplot (para establecer diferencias entre lagos y a través del tiempo), análisis de cluster, análisis de varianza univariados (ANOVA) y multivariados (ADONIS), además de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS). Para la estadística multivariada, cuando se trataba de datos biológicos, se usó la distancia de Bray-curtis y si se trataba de datos de nutrientes o físico químicos se usó distancia euclidiana, todo esto para determinar la existencia de diferencias significativas entre los diferentes lagos y a través del tiempo, pudiendo establecer relaciones o afinidades entre las distintas localidades o entre los diferentes años.

## 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 los límites fijados en la Guía de Norma Secundaria (CONAMA 2004) para los parámetros de trofía (transparencia, PT, NT y clorofila *a*), de acuerdo a la siguiente tabla:

**Tabla 2.** Límites utilizados para la clasificación del estado trófico de lagos.

| | Ultraoligotrofía | Oligotrofía | Mesotrofía | Eutrofía |
|---|---|---|---|---|
| Transparencia (m) | > 20 | 10 - 20 | 5 - 10 | < 5 |
| Nitrógeno total (µg/L) | < 60 | 60 - 250 | 250 - 400 | > 400 |
| Fósforo total (µg/L) | < 5 | 5 - 10 | 10 - 20 | >20 |
| Clorofila *a* | < 1 | 1 - 3 | 3 - 10 | >10 |

Para la evaluación del estado trófico de los lagos Chilotes se utilizó el modelo conceptual nutriente color (Figura 6) (Williamson *et al*. 1999, Webster *et al*. 2008). A diferencia de las variables clásicas de trofía, este modelo 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, ya 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 6.** Modelo conceptual nutriente color.

Para el análisis de color se utilizó la metodología de Kirk (2011). Para ello, se tomaron muestras de agua en profundidades y estaciones definidas en Tabla 2 del Anexo. Las muestras fueron almacenadas en botellas de polipropileno de 125 ml y refrigeradas hasta su análisis. En laboratorio fueron filtradas a través de filtros de policarbonato de 0,2 µm de poro. 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 requiere determinar el coeficiente de absorción (gilvin, $m^{-1}$) (Cuthbert & del Giorgio 1992), según la siguiente ecuación:

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

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):

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

Para terminar con la evaluación del estado trófico, se realizó una comparación de las variables de trofía con los resultados obtenidos por estudios anteriores en los lagos en estudios. Para los lagos Chilotes también se realizó la comparación con estudios previos, a pesar que las variables clásicas de trofía no son las adecuadas para evaluarlos, para analizar posibles cambios a través del tiempo.

## 3.4 Objetivo específico 4.

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

### 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 vegetacional de Chile (CONAF-CONAMA-BIRF 2007) y sus actualizaciones regionales, utilizando el software ArcGis 10, lo que fue presentado en la III etapa del proyecto.

### 3.4.2 Balance hidrológico por sistema lacustre

Se realizó una estimación del balance hidrológico anual actualizado para el año 2016 para los lagos considerados en este objetivo, utilizando la siguiente ecuación:

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

Donde:

R: Entradas ríos y/o esteros.
P: Precipitaciones.
S: Salidas efluente.
Ev: Evaporación del lago.
D: Drenaje profundo del lago.
ΔL: Variación de la reserva del lago.

En cuanto al cálculo y determinación de la cuenca hidrográfica de cada lago, se utilizó información actualizada obtenida en la III etapa del proyecto. Para ello se utilizaron imágenes de Radar ASTER Global Digital Elevation Model (GDEM), con las cuales se procedió a realizar un mosaico del área de estudio, con el objetivo de generar un DEM (Digital Elevation Model), posteriormente se generaron análisis de pendientes, de dirección y acumulación de flujos. A partir de éstos se obtuvo la cuenca y las sub-cuencas de cada lago. Este análisis raster se vectorizó y geoprocesó para evitar errores topológicos en posteriores análisis geoespaciales. Para el caso del uso de suelo de la cuenca del lago Yelcho, en donde el 2/3 del área de la cuenca se encuentra en suelo argentino, se obtuvo a partir de la Cobertura del Suelo de la República Argentina, en base al trabajo realizado en el periodo 2006-2009. A partir de estos datos, se homologó el uso de suelo argentino al uso de suelo finalmente empleado.

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

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

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

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

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

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 como también de la DGA ubicados dentro del área de la cuenca de los lagos en estudio, actualizadas al año 2016.

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 utilizaron dos métodos de acuerdo al lago de estudio: 1) método de transposición de cuencas; y 2) método de Turc.

Ambos métodos se describen a continuación:

1) **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 morfométricas 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*):

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

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.

2) **Método de Turc:** este método permite estimar el caudal medio anual en función de la precipitación, la temperatura y el área de drenaje. La fórmula empírica de Turc fue obtenida a partir de observaciones efectuadas en 254 cuencas de climas y características diferentes en todo el planeta. Este método ha sido empleado por la Dirección General de Aguas en la elaboración del Balance Hídrico de Chile.

La fórmula matemática del Método de Turc es la siguiente:

$$Q = (P - E) * A * (0{,}03170979 / 1.000)$$

$$E = (P / (0{,}9 + (P/L)^2)^{0{,}5}) / 1.000$$

$$L = 300 + 25 * T + 0{,}005 * T^3$$

Donde:

| | | | |
|---|---|---|---|
| Q: | Caudal medio anual ($m^3/s$). | A: | Área de la cuenca ($Km^2$). |
| P: | Precipitación media anual (mm). | L: | Parámetro heliotérmico. |
| E: | Déficit de escorrentía. | T: | Temperatura media anual (°C). |

Una vez determinado el caudal medio anual, se determinaron las curvas de variación estacional de precipitación para distintas probabilidades de excedencia, en base a una serie mensual de una estación representativa. Para los valores de precipitación obtenidos, se determinaron los factores adimensionales, los cuales se multiplicaron posteriormente por el caudal medio anual obtenido mediante la fórmula de Turc.

A partir de ello, se obtuvo las salidas de agua de cada lago. En el caso específico de los lagos Huillinco y Cucao, que presentan influencia marina, se clasificaron sus cuerpos de agua en función de la salinidad.

### 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** | $d[P]/dt * V = Jext + Jint - \sigma * [P] * V - \rho [P] * V$ |

Donde:
[P]: Concentración de fósforo total (P en mg/m³).
V: Volumen lago (m³).
Jint: Aporte fósforo interno (mg/dt).
Jext: 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** | **Jext = Lcuencas + LAfluentes + Lprec + LHum** |

Donde:
Jext: Aporte fósforo externo.
Lcuencas: Carga fósforo por cuencas.
LAfluentes: Carga fósforo por ríos afluentes.
Lprec: 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).

Se actualizó la carga de fósforo que aporta la salmonicultura (en balsas jaula) de acuerdo a la producción de salmones entregadas por la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, a partir del año 2007, dada la confiabilidad de estos datos a partir de este año. En el caso de los lagos Chilotes, que en los últimos 5 años no han presentado producción, se utilizó un promedio histórico de su producción. La carga de fósforo sobre el lago, se determinó realizando un retro cálculo a partir de los datos de producción neta de peces, estimando que cada tonelada de peces producida aportaría 9,3 kg de fósforo 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.

La carga de fósforo total aportada por la población ubicada en la cuenca de los lagos en estudio, se calculó según la metodología de la primera etapa de este proyecto (misma metodología de Campos, 1991), determinando primeramente el número de casas en la cuenca de drenaje del lago, tomando en consideración el aporte por asentamientos humanos fuera del radio de las concesiones de tratamiento de agua servidas, en un margen de 200 m sobre la ribera del lago, conteo que se realizó a través de las imágenes satelitales del Google-earth. Por casa contabilizada se consideró un núcleo familiar compuesto por 4 personas de forma permanente durante el año completo, con un aporte por persona al día de 4,1 gr de PT. 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 RILES o descargas de actividades antrópicas se obtuvieron de la Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS), o en su defecto 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 Natri, Tarahuín, Cucao y Huillinco, se realizó un estudio más acabado en cuanto a su perfil 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 multiplicada 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** $$Lefl = Q_1 * [P]_1 + Q_2 * P_2 + \ldots\ldots + Q_n * P_n$$

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.

*Entregar modelos de capacidad de carga: ajustado para el lago Llanquihue; actualizados para los lagos Ranco, Puyehue, Rupanco y Chapo; y análisis tendientes a determinar estos modelos para los lagos Yelcho y Riesco.*

**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.

**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 2016. 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 temperados con una profundidad máxima entre 18 y 300 m. Como para corroborar los resultados de la ecuación 5, se utilizó también la ecuación 6 de la OECD. Según Woelfl *et al.* (2013) en la primera parte del proyecto, la diferencia entre las dos ecuaciones es mínima (< 15 % de diferencia) para lagos con un tiempo de renovación > 1 año. Para lagos con un tiempo de renovación < 1 año, las diferencias aumentan considerablemente (hasta factor 2 o más), siendo las diferencias independientes de la profundidad.

**Ecuación 5** $Lc = 10\ qs \cdot (1 + \sqrt{Tw})$

**Ecuación 6** $Lc = 17\ (z\ prom/Tw)^{0,6} * z\ prom^{\ 0,4}$

Donde:

Lc: Carga crítica de fósforo por área del lago por año (mg/m²*año).
z: Profundidad media (volumen/área) del lago (m).
тw: 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 del lago en estudio de acuerdo a las fórmulas predictivas de Vollenweider (1976). El desarrollo de esta estimación sirve para verificar si las estimaciones de las

cargas externas de nutrientes en el estudio están dentro del rango esperado según los modelos predictivos. La carga actual de PT en el lago se calculó con la siguiente fórmula:

**Ecuación 7 Lc (mg/m²/año) = Ptotal * 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/√ Tw)).

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

**Ecuación 8 [P]lago = 1,55 [ [P]in / (1+√Tw) ]0,82**

Con respecto a la tasa de sedimentación (coeficiente de retención R), en lagos con hipolimnium 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. Para calcular R se utilizó la siguiente fórmula:

**Ecuación 9 R = 1/1*(1+1/ √ 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 10 T (90%) = 2,3 * Tw *(1-R)**

**Ecuación 11 T (95%) = 3 * Tw *(1-R)**

## 3.6 Objetivo específico 6.

Difundir la información generada en el proyecto a través de Seminarios y/o Talleres

### 3.6.1 Difusión de información

Los principales resultados de este proyecto fueron dados a conocer a la comunidad científica, técnica, administrativa estatal y privada a través de: un seminario de difusión en la ciudad de Puerto Montt y participación en congresos.

# 4. RESULTADOS

## 4.1 Objetivo específico 1.

*Recopilar información disponible, bibliográfica y/o de proyectos referidos a estudios limnológicos de los lagos donde se desarrollan actividades de acuicultura.*

### 4.1.1. Revisión bibliográfica

Párrafo descripción Tabla 5 del Anexo

#### 4.1.1.1 Descripción general de lagos

***Lagos Araucanos***

Los lagos Araucanos (39°S – 41,5°S) (Figura 1a y Figura 2) tienen un origen fundamentalmente glaciar, definido hace unos 11.000 años (Brüggen 1950), lo que actualmente son faldeos precordilleranos fueron alguna vez gigantes montañas de hielo glaciar que al avanzar socavaron y pulieron los basamentos rocosos, y tras su retirada, dejaron lo que actualmente se denomina lagos Araucanos. A esto se debe que los lagos sean muy profundos, teniendo entre 100 y 317 m. Las capas superficiales del agua en estos lagos tienden a comportarse de acuerdo a las fluctuaciones de la temperatura ambiental. Así, en invierno los vientos ejercen una dinámica que homogenizan la temperatura del agua (entre 8 y 10°C) desde la superficie hasta el fondo, y en verano, la energía del sol es absorbida en gran parte por los primeros metros de agua formando una termoclina. En general presentan una baja productividad biológica y baja diversidad de especies en comparación con los lagos de otras latitudes con ecosistemas similares. A continuación, se realiza una breve descripción por lago Araucano en estudio:

**Lago Ranco:** Tiene una superficie de 429,6 km² y una cuenca hidrográfica siete veces mayor que la superficie del lago, correspondiente a 3.079,2 km². 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 desde el año 2012.

**Lago Puyehue:** Tiene una superficie de 158,8 km² y una cuenca hidrográfica siete veces mayor que el lago, con 1141,4 km² 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.

**Lago Rupanco:** Tiene una superficie de 234,8 km$^2$ y una cuenca hidrográfica 3,2 veces mayor, correspondiente a 751,5 km². Su profundidad máxima y media es 273 y 162 m, respectivamente. Su

tiempo de renovación es entre 8,5 y 13 años. Este lago presenta 7 concesiones acuícolas, de las cuales 2 estaban operativas en el transcurso del 2016.

**Lago Llanquihue:** Tiene una superficie de 870 km$^2$ y una cuenca hidrográfica con 776,6 km$^2$ 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 concesiones acuícolas, de los cuales 7 centros poseen información de producción para el año 2016.

**Lago Chapo:** El lago/embalse Chapo tiene una superficie de 46,1 km$^2$ y una cuenca hidrográfica seis veces mayor, correspondiente a 274,4 km$^2$. 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, no registrándose producción durante el año 2016.

***Lagos Chilotes***

Corresponden a pequeños ecosistemas lacustres situados en la isla grande de Chiloé (Figura 1b y Figura 3), isla que posee la mayor densidad de lagos a lo largo de la cordillera de la Costa. Mayormente son de origen glaciar, y en algunos casos también tectónico (Huillinco - Cucao) (Villalobos *et al*. 2003). Ésta es una región de clima mediterráneo húmedo con influencia oceánica. Los bosques lluviosos de la isla de Chiloé contienen ensambles de bosques nativos, además de turberas y otras plantas acuáticas parcialmente sumergidas en las zonas bajas inundadas. En comparación con los grandes lagos Araucanos, los de Chiloé son relativamente someros (entre 5 a 58 m de profundidad), y están a poca altura respecto al nivel del mar, con aguas de color café, producto de la gran cantidad de materia orgánica en disolución. En general, los lagos de Chiloé son ligeramente ácidos (pH < 7) y los niveles de nutrientes les otorgan el carácter eutrófico. Las características de forma, la poca profundidad, reducido tamaño y, por ende, pequeños volúmenes de agua, hacen que la mayoría de los lagos de Chiloé no se estratifiquen térmicamente, por tanto, frente a una fertilización forzada un evento hipóxico podría afectar a toda la columna de agua y a los organismos que en ella habitan. De distinta forma se comportan los lagos Huillinco y Cucao, que presentan una fuerte influencia oceánica, estratificándose químicamente la columna de agua, con una fuerte tendencia a un aumento de salinidad en profundidad. A continuación, se realiza una breve descripción por lago en estudio:

**Lago Popetán:** Se ubica en el noreste de la Isla Grande de Chiloé, a unos 8 km al sur de Quemchi. Es un lago distrófico y de un tamaño muy reducido, tiene una superficie de solo 1,7 km² y una cuenca hidrográfica 12,8 veces mayor al lago, correspondiente a 21,3 km². Su profundidad máxima y media es solamente 17,4 y 8,1 m, respectivamente. Su tiempo de renovación calculado es de 0,2 a 0,5 años aproximadamente. Este lago posee una concesión acuícola, que no se encuentra activa desde el año 2010.

**Lago Cucao:** Es un lago distrófico de color café amarillento, proveniente de sustancias húmicas (Villalobos *et al*. 2003, Pesse *et al*. 2017). Además, es un lago meromíctico (no mezcla

completamente) con una estratificación química bajo 7 - 14 m de profundidad donde se ubica el monimolímnion anóxico (Villalobos *et al*. 2003). Tiene una superficie de 10,4 km² y una cuenca hidrográfica 3,7 veces mayor, con 39 km² de superficie. Su profundidad máxima y media es de solo 25 y 12 m, respectivamente. El lago Cucao tiene una concesión acuícola, concesión que no se encuentra en funcionamiento desde el año 2009.

**Lago Huillinco:** Considerado un lago distrófico-mixotrófico de color café amarillento, proveniente de sustancias húmicas (Villalobos *et al*. 2003, Pesse *et al*. 2017). Es un lago meromíctico, es decir que no mezcla completamente hasta el fondo debido a una estratificación química bajo 10 - 15 m de profundidad donde se ubica el monimolímnion anóxico (Villalobos *et al*. 2003). Tiene una superficie de 18,6 km² y una cuenca hidrográfica 27,4 veces mayor. Su profundidad máxima y media corresponde a 47 y 20,7 m, respectivamente. Este lago posee 5 concesiones, las que no están activas desde el año 2013.

**Lago Tarahuín:** Es un lago distrófico, con una superficie de 7,9 km² y una cuenca 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.

**Lago Natri:** Corresponde a un lago distrófico de color café amarillento, proveniente de sustancias húmicas (Villalobos *et al*. 2003, Pesse *et al*. 2017). El lago Natri es un lago pequeño, con 7,8 km$^2$ de superficie y está emplazado en una cuenca hidrográfica diez veces mayor, con 76,04 km$^2$ 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. Este lago posee tres concesiones, los que no presentaron producción en el transcurso del año 2015.

**Lago Tepuhueico:** Tiene una superficie de 14,3 km² y una cuenca hidrográfica 11,1 veces mayor que la superficie del lago. 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. Por sus características morfológicas (tamaño y profundidad), este lago, como todos los lagos de la Isla grande de Chiloé, tiene un hipolimnion reducido en comparación con el epilimnion que convierte el lago en un cuerpo frágil frente al aumento de trofía y consecuentemente al consumo de oxígeno en el hipolimnion (Villalobos *et al*. 2003).

**Lago San Antonio:** tiene una superficie de 3,03 km² y presenta una cuenca de drenaje de 24,8 km², 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 transparencia de las aguas es muy reducida por la presencia de sustancias húmicas disueltas, que les confieren una coloración parduzca. El fondo está cubierto por arcillas finas no mezcladas con otros sedimentos. La

distribución de temperatura es uniforme durante la mayor parte del año, en tanto la oxigenación es alta (Prado-Fiedler *et al.* 1999)

***Lagos Patagónicos***

Localizados en la vertiente occidental de la cordillera Patagónica Andina (Figura 1c-d y Figura 4), las cuencas de los lagos Riesco y Yelcho forman parte de la zona hidrográfica denominada por Niemeyer & Cereceda (1984) como cuencas Patagónicas de Ríos Caudalosos Trasandinos. Con más de una veintena de lagos grandes y pequeños, los lagos Riesco (denominados dentro del grupo de los lagos Sur-Patagónicos) y Yelcho (correspondientes a los lagos Nor-Patagónicos) se destacan por su gran parecido al conjunto de los lagos Araucanos. Se caracterizan por ser lagos profundos y poseen una cubeta en forma de "U" o "V". En tanto el lago Sofía, presenta una cubeta de menor tamaño. Por sus bajas temperaturas y escasa cantidad de nutrientes, estos lagos resultan poco productivos (oligotróficos), a excepción del lago Sofía que de acuerdo a Cañete *et al*. (2001), las concentraciones de NT y PT estarían indicando un estado meso a eutrófico. Como la zona litoral sólo representa una mínima porción del total de su superficie y las costas suelen ser abruptas, la vegetación acuática queda restringida a un delgado anillo costero, que normalmente es inexistente en sectores sometidos a un fuerte oleaje. A continuación, se realiza una breve descripción para los lagos Patagónicos en estudio:

**Lago Yelcho:** Este lago forma parte de la hoya hidrográfica del río Futaleufú (Figura 1e y Figura 4). El lago presenta una superficie de 120,9 km² y una cuenca hidrográfica 17,4 veces mayor. 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. La región presenta un clima templado-lluvioso con influencia oceánica (Prado-Fiedler *et al*. 1999). Es un lago templado, con aguas poco transparentes y con estratificación térmica estival y mezcla completa durante los meses de invierno (Prado-Fiedler *et al*. 1999). Los valores máximos de nutrientes registrados en la columna de agua lo indican como mesotrófico (WWF 2010). Con nivel intermedio de productividad primaria producto de la presencia de nutrientes, aunque Soto (2002) lo menciona como oligotrófico de baja transparencia y señala que las concentraciones de clorofila *a* registran un patrón anual característico, presentando una mínima en febrero y una máxima en abril. El lago Yelcho presenta dos concesiones, las que no se encuentran en funcionamiento desde año 2013.

**Lago Riesco:** Este lago pertenece a la hoya hidrográfica del río Aysén (Figura 1e y Figura 4), y tiene un área de 14,7 km², y profundidad máxima de 130 m. Está ubicado en el extremo norte de la Patagonia andina, a 29 m sobre el nivel del mar, emplazado en un valle que fue remodelado durante la última glaciación. Su cuenca hidrográfica posee un clima templado lluvioso con una leve influencia oceánica (Geller *et al*. 1992); tiene un área de 351,8 km² compuesta por 31 subcuencas, de las cuales la más importante corresponde al río Cóndor (83 % área total). 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. Es un lago oligotrófico, muy transparente, profundo y monomíctico, es decir, presenta una estratificación térmica estival y mezcla completa

invernal (Campos *et al*. 1999). El lago Riesco posee tres concesiones, de las cuales ninguna presentó producción a partir del año 2016.

**Lago Sofía:** se encuentra localizado al sur del conjunto de lagos que conforman la red léntica del Parque Nacional Torres del Paine (Figura 1e y Figura 4), ubicado a una distancia de 38 km al norte de la ciudad de Puerto Natales. Según la clasificación de Hutchinson (1957), este lago corresponde al tipo 28b (asociados a fiordos). Recibe aportes del río Rivas y de Cinco Chorrillos que descargan sus aguas en forma discontinua, dependiendo de la disponibilidad de nieve en la meseta del cerro Mocho. 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 la altitud es de 25 m.s.n.m. La cuenca del lago tiene un área aproximada de 63,6 km², de las cuales 8,9 corresponden a la superficie del lago (Cañete *et al.* 2001). La tasa de renovación total del volumen de 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. El mismo estudio realizado por Cañete *et al.* (2001), donde se calculó la carga crítica estimada para el fósforo indicó que el lago dispondría de un margen de aproximadamente 0,36 ton de P que podría recibir previo a cambiar a un estado de mesotrofía. De acuerdo a las características físicas y químicas de la columna de agua se puede catalogar como un lago permanentemente mezclado, con ausencia de nutriclinas, con concentraciones de oxígeno relativamente altas (hasta 11 mg/L) en toda la columna de agua y un límite inferior de 4 mg/L, que se detectó principalmente en agosto. Presentó una transparencia menor a 8 m, valores intermedios de conductividad, bajos valores de color, y turbidez. Las concentraciones de PT y NT fueron relativamente altas. Según los límites entregados por diversos autores para clasificar la trofía de lagos, en el lago Sofía se observaron bajas concentraciones de clorofila *a* que denotarían una columna de agua típica de un lago ultra a oligotrófico. Mientras inversamente, cuando se compararon las concentraciones de NT y PT, se observó que el lago estaría en la categoría de meso-eutrófico.

#### 4.1.1.2 Revisión Informes Ambientales de Acuicultura

Se revisó la base de datos oficial de INFA´s realizadas en los lagos Chapo, Huillinco, Llanquihue, Natri, Puyehue, Ranco, Riesco, Rupanco, Tarahuín y Yelcho desde el año 2009 hasta 2015, pero para las concesiones o centros de cultivo presentes en estos lagos solo se contó con información hasta el año 2013 (posiblemente un desfase de ingreso a los registros). La información se filtró de acuerdo a los lagos en estudio y se obtuvieron promedios, desviación estándar, máximos y mínimos del periodo 2009-2013 para temperatura, pH y potencial de óxido reducción de los sedimentos muestreados. Adicionalmente se construyeron Boxplot o cajas de Tuckey, las cuales muestran gráficamente las propiedades de distribución de la muestra, donde la parte superior e inferior de la caja son el tercer y primer cuartil de los datos respectivamente, y la línea vertical indica el valor mayor o menor de los datos si éstos se encuentran dentro de un paso definido como 1,5 veces la distancia del rango intercuartil. La línea media de la caja indica la mediana de los datos. Los Boxplot fueron construidos tanto para las estaciones individuales por cada lago y año como para los promedios del periodo en revisión.

También se utilizó la información de concentración de oxígeno de la columna de agua y la temperatura obtenida de los CTDs que se deben realizar en cada INFA, realizándose el mismo procedimiento para tratar los datos que el descrito para sedimentos.

Columna de agua

El rango de oxígeno de los lagos estudiados osciló desde un mínimo de 0,2 mg $L^{-1}$ a un máximo de 13,3 mg $L^{-1}$, destacándose el lago Tarahuín como el más anóxico de todos y los con mayor oxigenación los lagos Chapo y Riesco (Tabla 3).

**Tabla 3.** Perfiles de oxígeno en lagos de acuerdo a análisis históricos de INFAs (periodo 2009-2013).

| Oxígeno disuelto en agua (mg/L) | | | | |
|---|---|---|---|---|
| | media | máx | mín | ds |
| Ranco | 9,38 | 10,24 | 8,48 | 0,41 |
| Puyehue | 9,42 | 11,53 | 5,50 | 1,24 |
| Rupanco | 8,11 | 11,60 | 4,70 | 1,57 |
| Llanquihue | 9,05 | 12,68 | 4,50 | 1,66 |
| Chapo | 8,74 | 12,30 | 4,50 | 1,46 |
| Huillinco | 8,40 | 8,60 | 8,10 | 0,24 |
| Natri | 7,86 | 11,10 | 2,36 | 1,59 |
| Tarahuín | 7,83 | 11,02 | 0,20 | 1,83 |
| Yelcho | 10,53 | 11,60 | 7,46 | 0,87 |
| Riesco | 7,87 | 13,30 | 2,50 | 2,03 |

Si bien la concentración de oxígeno en la columna de agua de las diferentes estaciones dentro de los lagos fue variable, éstas permanecieron en rangos que por lo general van entre los 5 y los 10 mg $L^{-1}$, no se observaron diferencias significativas entre ellos en los Boxplot (Figura 7).

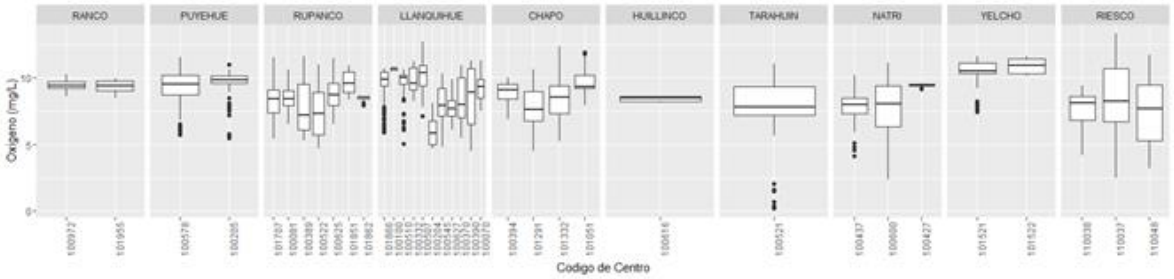


**Figura 7.** Oxígeno obtenido de la columna de agua en centros de cultivo de salmónidos, mediante CTD en las diferentes INFAs realizadas (2009-2013).

La temperatura promedio de los lagos obtenida del CTD INFA, por otra parte, nos mostró, como es lógico, variaciones en la temperatura (Figura 8) dependientes de la latitud y su correspondiente

temperatura ambiental, o sea, mientras más al sur el lago, más fría es la columna de agua en promedio, siempre teniendo en cuenta el rango de temperaturas que va de 4 a 21,5 °C, muchas veces también dependiente de la estación del año en que se tomó la muestra. La temperatura en general promedia entre los 8 a los 15 °C, siendo los lagos Chapo, Yelcho y Riesco los más fríos (Tabla 4) y los más cálidos el Huillinco y el Llanquihue.

**Tabla 4.** Temperatura del agua en promedio, desviación estándar, máximo y mínimo para los lagos en estudio entre los años 2009 y 2013, obtenido por CTD en INFAs.

| Temperatura en la columna de agua (°C) | | | | |
|---|---|---|---|---|
| | media | máx. | mín. | ds |
| Ranco | 11,99 | 15,40 | 9,93 | 2,02 |
| Puyehue | 11,79 | 21,10 | 9,05 | 3,06 |
| Rupanco | 11,59 | 21,50 | 7,80 | 2,32 |
| Llanquihue | 12,56 | 18,10 | 9,54 | 2,18 |
| Chapo | 9,54 | 21,00 | 4,00 | 2,26 |
| Huillinco | 13,20 | 13,30 | 13,10 | 0,12 |
| Natri | 12,12 | 19,28 | 8,14 | 2,79 |
| Tarahuín | 11,62 | 19,20 | 7,90 | 2,90 |
| Yelcho | 10,54 | 16,13 | 7,30 | 2,21 |
| Riesco | 8,23 | 19,60 | 5,30 | 2,23 |

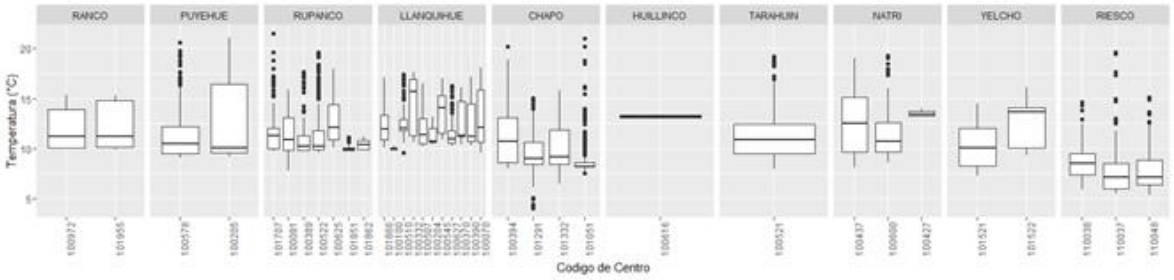


**Figura 8.** Temperatura obtenida de la columna de agua en centros de cultivo de salmónidos, mediante CTD en las diferentes INFAs realizadas (2009-2013).

<u>Sedimentos</u>

El porcentaje de materia orgánica de los sedimentos muestreados tuvo una amplia variación con rangos desde 0,43 a 44,27 % (Tabla 5) en las muestras de los diferentes lagos, incluso la variación dentro de los mismos lagos fue amplia (Figura 9), pero se apreció que los lagos Chilotes presentan mayores porcentajes de materia orgánica que los lagos Araucanos, probablemente debido su menor tamaño y profundidad, además de la gran influencia de material coloreado alóctono que los caracteriza. Se encontró que la variación por estación y por año (Figura 10) en el tiempo en la misma estación, no fue significativa excepto en los lagos Chilotes, Natri, Tarahuín y Huillinco.

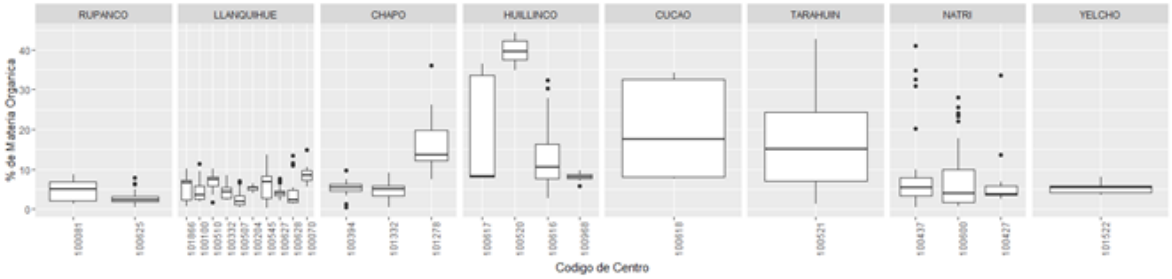


**Figura 9.** Materia orgánica (%) en promedio en sedimentos obtenidos de INFAs 2009-2016.

**Tabla 5.** Promedios, desviación estándar, máximos y mínimos de porcentaje de materia orgánica de sedimentos obtenidos de INFAs 2009-2013.

| Materia orgánica en sedimento (%) | | | | |
|---|---|---|---|---|
| | media | máx. | mín. | ds |
| Rupanco | 3,72 | 8,70 | 0,53 | 2,41 |
| Llanquihue | 4,83 | 14,80 | 0,20 | 2,98 |
| Chapo | 7,62 | 36,10 | 0,43 | 6,77 |
| Huillinco | 18,17 | 44,27 | 2,67 | 13,16 |
| Cucao | 19,73 | 34,23 | 7,57 | 12,24 |
| Natri | 7,84 | 41,07 | 0,53 | 8,92 |
| Tarahuín | 16,28 | 42,63 | 1,30 | 12,12 |
| Yelcho | 5,16 | 8,07 | 3,47 | 1,01 |

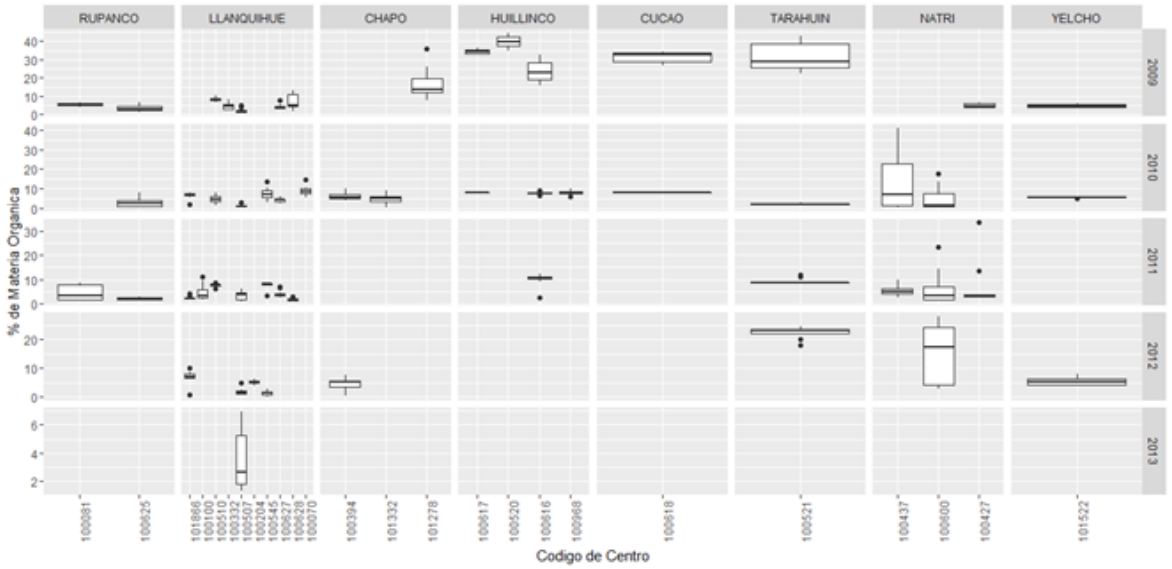


**Figura 10.** Materia orgánica promedio por lago, estación y año, obtenido de sedimentos INFAs 2009-2013.

El potencial de óxido reducción (redox) promedio de los sedimentos asociados a las INFAs entre los años 2009-2013 mostró en general valores positivos entre 17 y 433 mV (Figura 11, Tabla 6), pero con una alta variación interanual (Figura 12), pero que finalmente caracterizan un sedimento bien oxigenado.

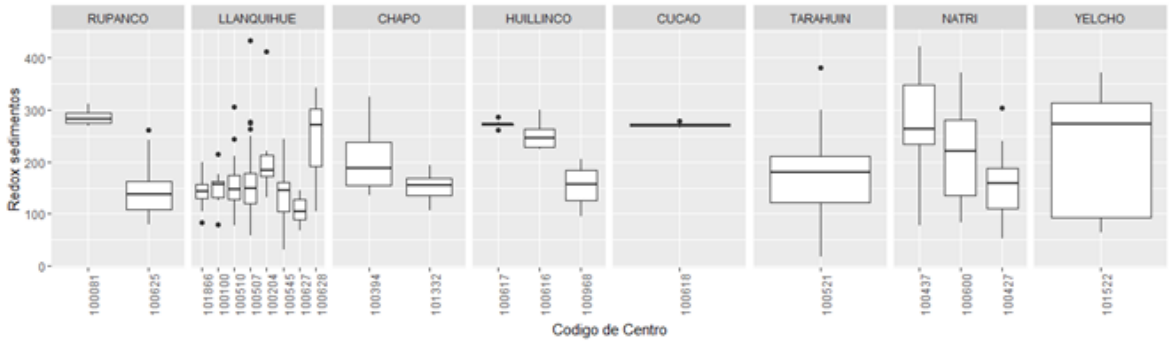


**Figura 11.** Potencial de óxido reducción promedio obtenido de sedimentos INFAs (2009-2013).

**Tabla 6.** Potencial de óxido reducción en sedimentos asociados a INFAs (máximos, mínimo, promedio y desviación estándar entre los años 2009-2013).

| Potencial de óxido reducción en sedimentos (mV) | | | | |
|---|---|---|---|---|
| | media | máx | mín | ds |
| Rupanco | 215,13 | 312,00 | 80,00 | 80,20 |
| Llanquihue | 154,95 | 433,17 | 31,67 | 61,72 |
| Chapo | 185,61 | 325,67 | 107,00 | 51,99 |
| Huillinco | 225,14 | 300,00 | 94,00 | 58,87 |
| Cucao | 271,20 | 278,00 | 265,33 | 4,06 |
| Natri | 225,74 | 422,33 | 52,33 | 95,80 |
| Tarahuín | 174,95 | 380,33 | 17,33 | 87,74 |
| Yelcho | 212,17 | 372,00 | 63,92 | 116,00 |

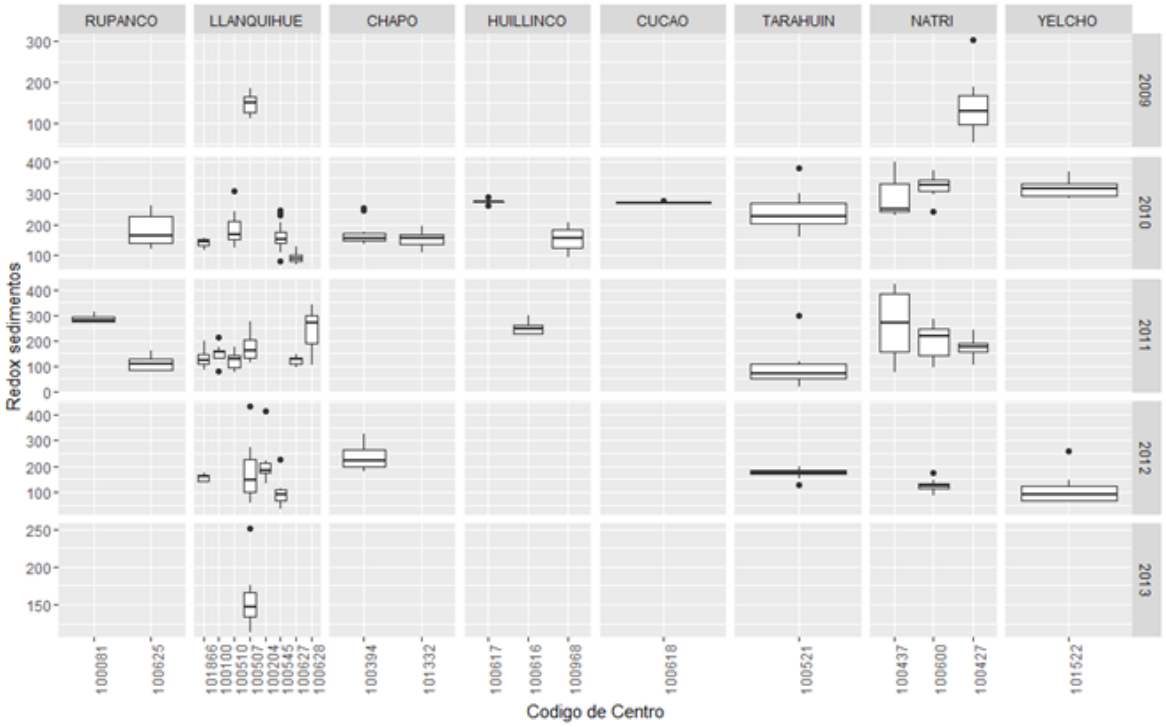


**Figura 12.** Potencial de óxido reducción por año, lago y estación de muestreo para sedimentos asociados a INFAs 2009-2013.

La temperatura de los sedimentos fue variable a través de las diferentes estaciones dentro de los lagos y en el tiempo con un máximo de 19,5 y un mínimo de 7,9 °C (Figura 13 y Figura 14, Tabla 7), lo que por supuesto está asociado a la temperatura de la columna de agua. Al igual que en el caso anterior la variación puede atribuirse a la diferencia de época de muestreo (invierno-verano).

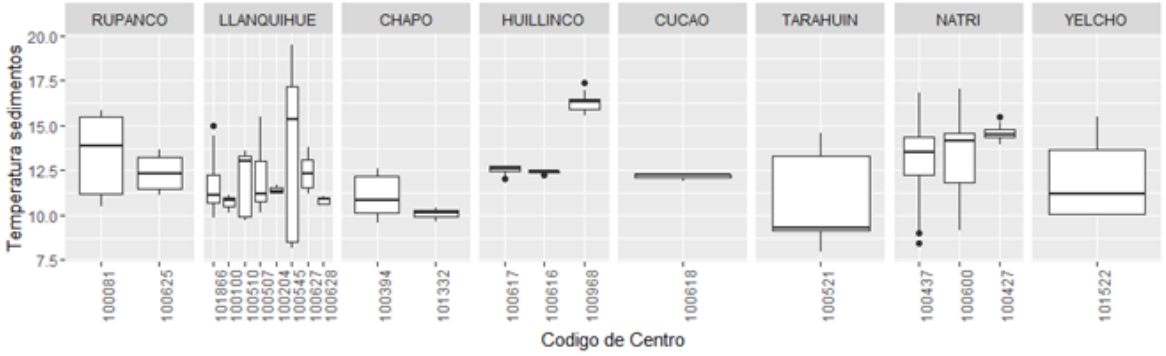


**Figura 13.** Temperatura promedio de los sedimentos obtenida de INFAs (2009-2013).

**Tabla 7.** Media, desviación estándar, máximos y mínimos de la temperatura de los sedimentos asociados a INFAs 2009-2013.

| Temperatura en sedimentos (°C) | | | | |
|---|---|---|---|---|
| | media | máx. | mín. | ds |
| Rupanco | 12,92 | 15,83 | 10,47 | 1,74 |
| Llanquihue | 12,06 | 19,53 | 8,17 | 2,28 |
| Chapo | 10,74 | 12,57 | 9,53 | 1,05 |
| Huillinco | 13,80 | 17,40 | 12,07 | 1,89 |
| Cucao | 12,17 | 12,33 | 11,90 | 0,14 |
| Natri | 13,43 | 17,07 | 8,47 | 2,24 |
| Tarahuín | 10,66 | 14,57 | 7,97 | 2,26 |
| Yelcho | 11,97 | 15,50 | 9,97 | 2,05 |

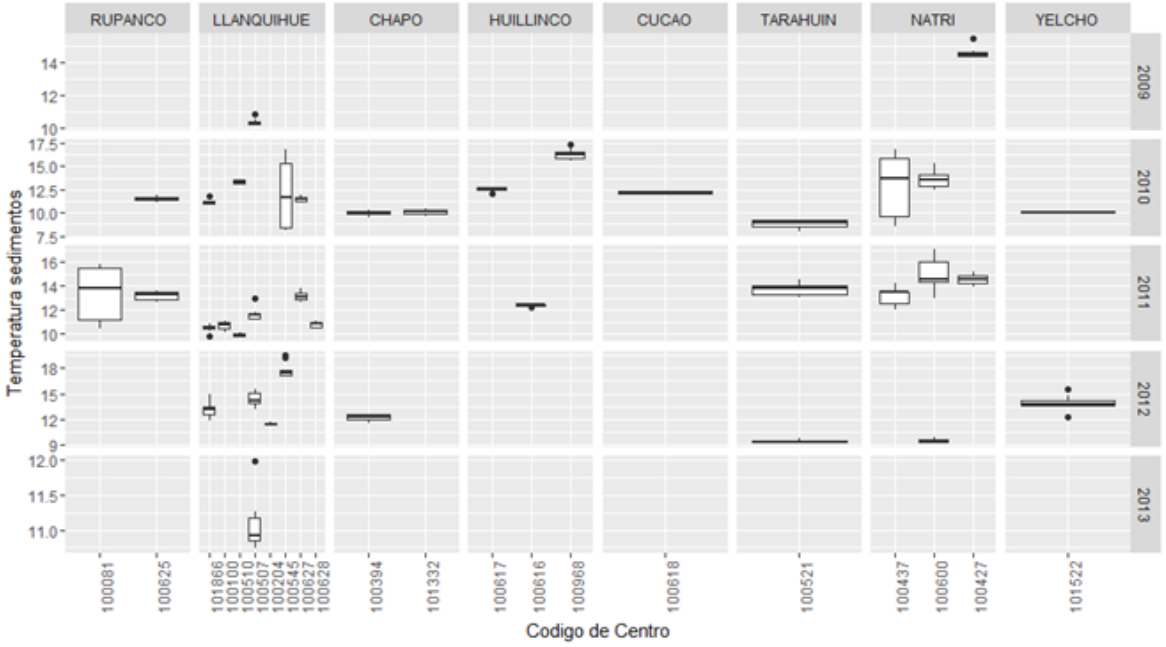


**Figura 14.** Temperatura de los sedimentos de acuerdo a estación de muestreo, lago y año en que se toma la INFA (2009-2013).

El pH de los sedimentos de las INFAs entre 2009-y 2013, mostró variaciones dentro de cada estación que van desde 6,23 a 8,0, siendo los lagos más ácidos el Tarahuín y el Chapo, mientras los más básicos el Huillinco y el Yelcho (Figura 15 y Figura 16, Tabla 8). Las variaciones que se aprecian en las Figura 10 y Figura 11 pueden deberse a las diversas profundidades a las que fueron tomadas las muestras y a la estación del año donde se tomaron.

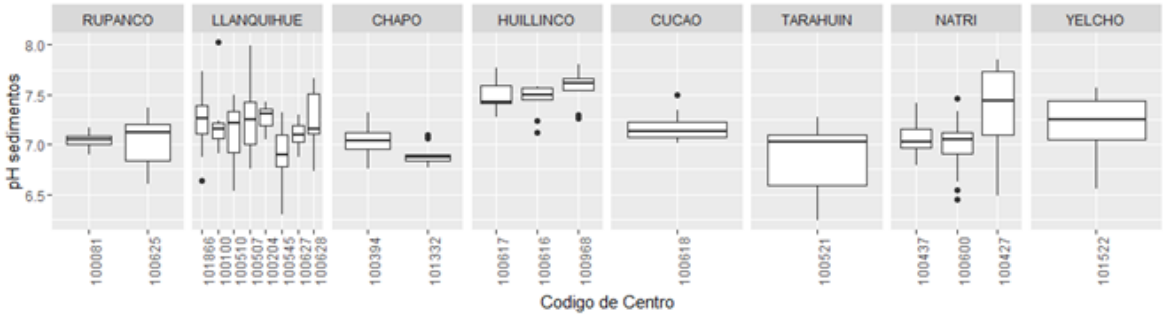


**Figura 15.** pH promedio de los sedimentos obtenida de INFAs (2009-2013).

**Tabla 8.** Media, máximo, mínimo y desviación estándar del pH de los sedimentos de las INFAs entre 2009-2013.

| pH en sedimentos | | | | |
|---|---|---|---|---|
| | media | máx | mín | ds |
| Rupanco | 7,04 | 7,37 | 6,60 | 0,17 |
| Llanquihue | 7,15 | 8,03 | 6,30 | 0,28 |
| Chapo | 6,99 | 7,32 | 6,76 | 0,15 |
| Huillinco | 7,51 | 7,80 | 7,12 | 0,17 |
| Cucao | 7,17 | 7,50 | 7,01 | 0,15 |
| Natri | 7,11 | 7,85 | 6,44 | 0,28 |
| Tarahuín | 6,90 | 7,28 | 6,23 | 0,28 |
| Yelcho | 7,20 | 7,57 | 6,56 | 0,27 |

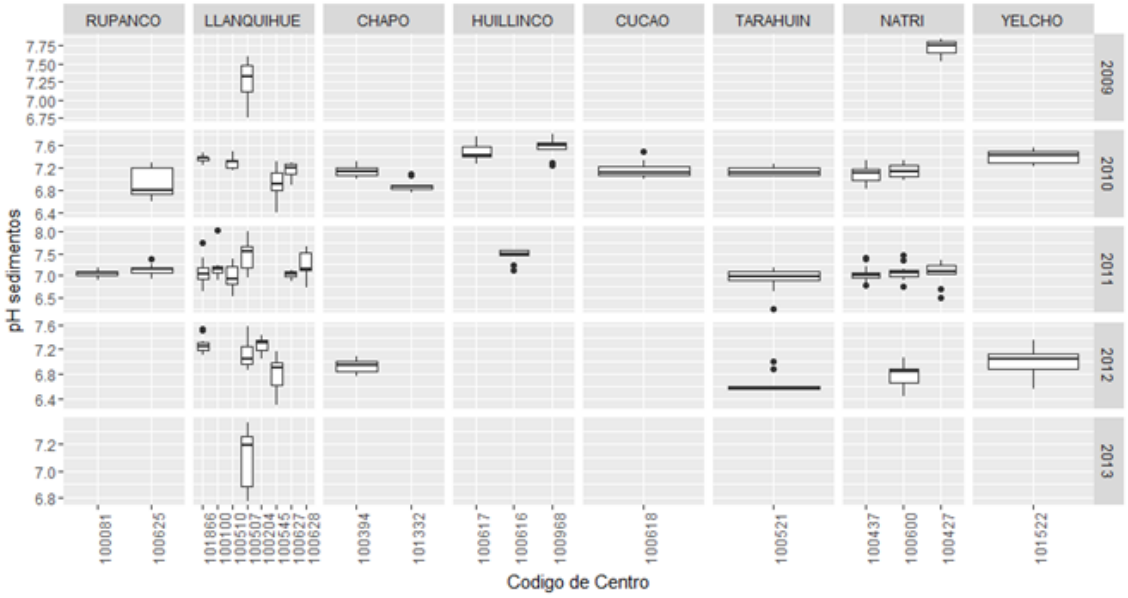


**Figura 16.** pH de sedimentos INFAs por estación de muestreo, lago y año entre 2009 y 2013.

Respecto a los antecedentes del Sistema de Evaluación Ambiental (SEA), se encontró que la mayor parte de las nuevas solicitudes de acuicultura no contaban aun con Resolución de Calificación Ambiental (RCA), estas solicitudes mayoritariamente correspondieron a centros de engorda en la región de Aysén y Carlos Ibáñez del Campo. Por otro lado, en las regiones de los Ríos y de los Lagos se registraron nuevas solicitudes de acuicultura asociadas a pisciculturas o solicitudes de ampliación de pisciculturas existentes, en cambio en la región de Magallanes y la Antártica Chilena las actividades de acuicultura no se registraron nuevas solicitudes de acuicultura dulceacuícola, y las solicitudes de modificación de pisciculturas se encontraron en las actividades de saneamiento ambiental generalmente. Para poder utilizar la información del Sistema de Evaluación Ambiental (SEA), en la ubicación de posibles nuevas áreas de estudio para la evaluación ambiental de los lagos, será necesario incorporar a un sistema de información geográfica que incluya no solo al sector acuícola, sino que también los proyectos de saneamiento ambiental, instalaciones fabriles varias, agropecuario, minería, forestal e inmobiliario principalmente.

## 4.2. Objetivo específico 2.

*Caracterizar ambientalmente los lagos evaluados en las etapas I, II, III de este estudio, junto con los lagos San Antonio y Sofía incluidos en la presente etapa del proyecto.*

### 4.2.1. Lago Ranco

**a) Análisis fisicoquímico de la columna de agua**

La temperatura en la columna de agua osciló entre 18,8 y 10,6 °C (Figura 17), registrándose las mayores temperaturas en la capa superficial, para ir disminuyendo desde los ~30 m hasta alcanzar 10,6 °C en la estación más profunda (C1). A pesar del marcado descenso de temperatura en la columna de agua, no se registró termoclina. En relación al oxígeno, la concentración en los primeros metros fue cercana a los 9,7 mg/L, registrándose un aumento pasado los 20 m, alcanzado 10,7 mg/L, para después disminuir hasta 8 mg/L en la estación Control (C1).

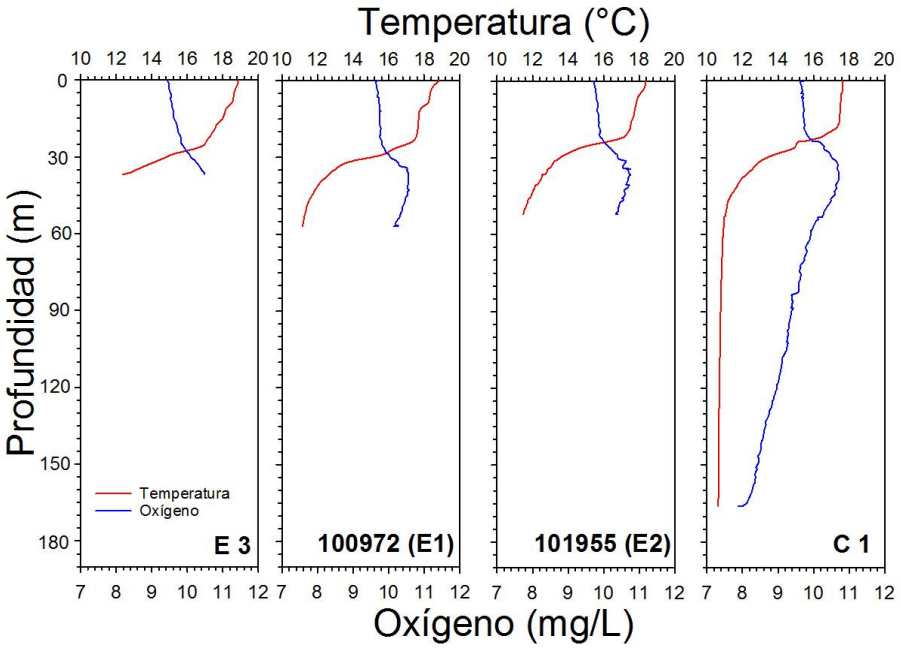


**Figura 17.** Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en las estaciones en estudio del lago Ranco, en verano del 2017.

El NT en la columna de agua del lago Ranco osciló entre 59 y 672,2 µg/L (Figura 18, Tabla 6 del Anexo). La mayoría de las concentraciones de NT no superaron los 102 µg/L, exceptuando la concentración registrada a los 180 m de la estación C1 (672,2 µg/L). El NT evidenció una leve tendencia a aumentar en profundidad. El nitrógeno total estuvo conformado mayoritariamente por su componente orgánico, y seguido por nitrato. Mientras que el amonio y nitrito estuvieron mayoritariamente bajo el límite de detección, < 3 y < 2 µg/L respectivamente.

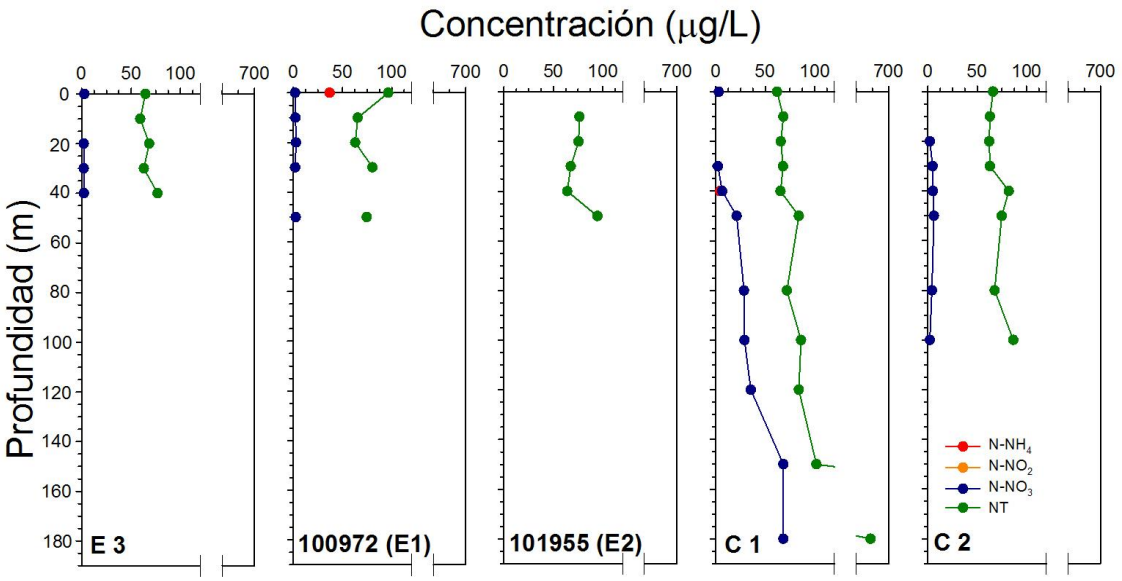


**Figura 18.** Concentraciones de N-$NH_4$ (µg/L), N-$NO_2$ (µg/L), N-$NO_3$ (µg/L) y NT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Ranco, en verano del 2017.

En el lago Ranco las concentraciones de PT fueron mayoritariamente menor a 8,1 µg/L (Figura 19, Tabla 6 del Anexo), a excepción de la concentración registrada a los 180 m de la estación C1 (482,9 µg/L). Mientras que el P-$PO_4$ no superó los 6,2 µg/L de concentración en la columna de agua.

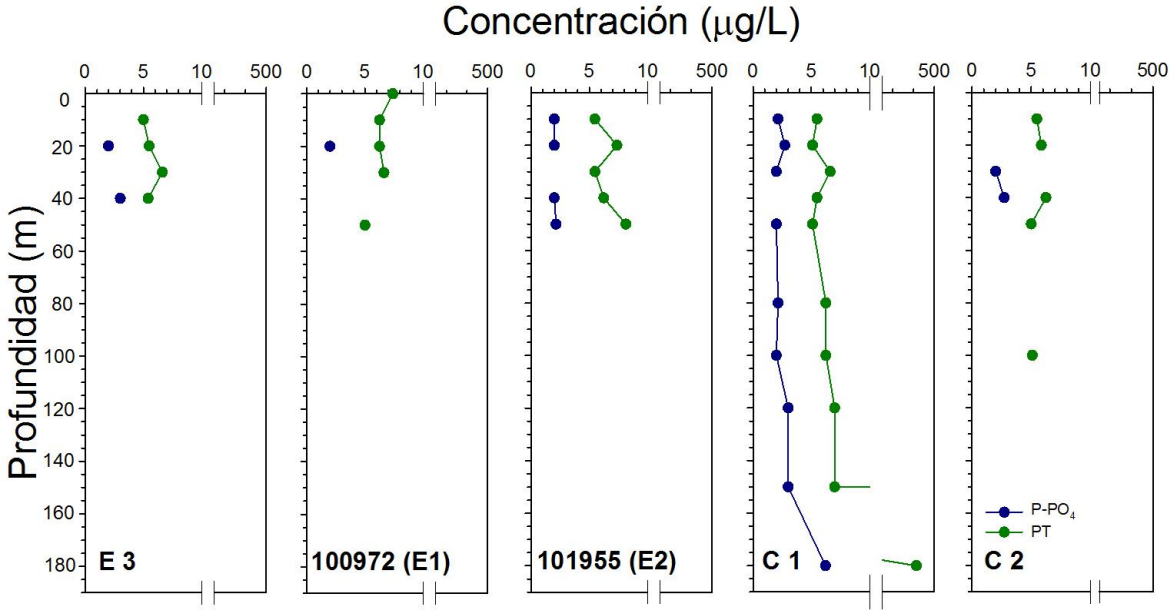


**Figura 19.** Concentraciones de P-$PO_4$ (µg/L) y PT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Ranco, en verano del 2017.

## b) Análisis biológico de la columna de agua

### Fitoplancton

La densidad fitoplanctónica en las estaciones estudiadas en el lago Ranco durante el verano de 2017 fluctuó entre 34.445 y 72.808 cél/L. Los organismos fitoplanctónicos más abundantes fueron las diatomeas, seguido de crisofíceas y dinofíceas. Las crisofíceas cobraron mayor representatividad en las estaciones de muestreo más someras (100972 y 101955), y si bien las dinofíceas estuvieron presentes en las cinco estaciones de muestreo en 100972 fue donde se presentaron en menor porcentaje, y en aquella concesión fue donde se observó una abundancia significativa (sobre 5 %) de cianobacterias (Figura 20). La diversidad de taxa por phylum dentro del lago fue la siguiente: 14 diatomeas (ex Bacillariophyta), 4 clorofíceas (Chlorophyta), 4 charofitas (Charophyta), 1 crisofíceas (Ochrophyta), 3 dinofíceas (Dinophyta) 1 cianobacterias (Cyanophyta), y 1 euglenofícea (Eglenophyta). *Cyclotella ocellata* fue la especie más abundante de diatomeas, así también las crisofíceas presentaron abundancias relativas significativas en la mayoría de las estaciones de muestreo, *Dinobryon cylindricum* fue el único representante de este grupo. La dinofícea *Ceratium hirundinella* presentó abundancias relativas en torno al 5 % y estuvo presente en todas las estaciones de muestreo. *Dolichospermum aff floss aque* fue la única cianobacteria registrada, la cual presentó en la estación 100972 abundancia relativa de 7 %, densidad de 3.201 cél/L, por ello se estimó el biovolumen en 0,0003 $mm^3$/L. No se registró *Dydimosphenia geminata* en este lago, aun cuando, este cuerpo de agua está circunscrito al área plaga FAN para *Didymo* (Tabla 7 del Anexo).

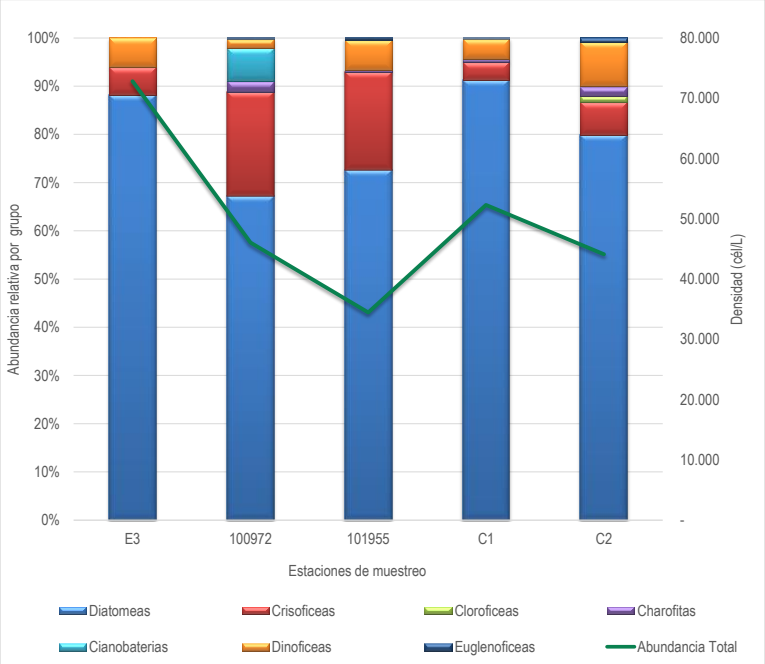


**Figura 20.** Abundancia relativa de fitoplancton por phylum (%), y densidad fitoplanctónica (cél/L) en estaciones de muestreo del lago Ranco.

**Zooplancton**

En el lago Ranco durante el verano de 2017, se observaron 7 taxas, además de hembras con huevos y nauplii de crustáceos maxilípodos. Dentro del lago, en las estaciones de muestreo, la riqueza osciló entre 3 y 6 taxa. La mayor diversidad de taxa se produjo dentro del grupo de los crustáceos. La abundancia osciló entre 0,49 y 2,46 ind/L, y la especie más representativa fue *Boeckella gracilipes* (Tabla 9).

**Tabla 9.** Abundancia zooplanctónica en las estaciones de muestreo del lago Ranco, durante verano de 2017.

| | | | | | Abundancia de zooplancton por estación de muestreo | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Lago Ranco | | | | | C1 | C2 | 100972 | 101955 | E3 |
| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L |
| Crustacea | Maxilopoda | Calanoida | Centropagidae | *Boeckella gracilipes* | 0,410 | 0,541 | 1,525 | 2,134 | 1,795 |
| | | | | hembra con huevos | 0,002 | 0,025 | 0,028 | 0 | 0,006 |
| | | | Diaptomidae | *Tumeodiaptomus diabolicus* | 0,020 | 0,151 | 0,092 | 0,025 | 0,021 |
| | | | | hembra con huevos | 0 | 0,008 | 0 | 0,004 | 0 |
| | | Cyclopoida | Cyclopidae | *Mesocyclops longisetus* | 0,051 | 0,064 | 0,033 | 0,306 | 0,274 |
| | | | | hembra con huevos | 0,001 | 0,004 | 0,008 | 0 | 0 |
| | | | | Nauplius | 0 | 0 | 0,010 | 0 | 0 |
| | Branchiopoda | Anomopoda | Daphniidae | *Daphnia pulex* | 0,007 | 0,047 | 0 | 0 | 0,019 |
| | | | | *Scapholeberis spinifera* | 0,002 | 0 | 0 | 0 | 0,002 |
| | | | Bosminidae | *Bosmina (Linderobosmina) chilensis* | 0,001 | 0 | 0,003 | 0 | 0 |
| Rotifera | Monogonorta | Gnesiotrocha | Filinidae | *Filinia longiseta* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,040 |
| | | | | **Abundancia Total (Ind/L)** | 0,494 | 0,840 | 1,699 | 2,469 | 2,157 |
| | | | | **Riqueza de Taxa** | 6 | 4 | 4 | 3 | 6 |

## 4.2.2. Lago Puyehue

### a) Análisis fisicoquímico de la columna de agua

La temperatura del agua en los primeros ~15 m del lago Puyehue osciló entre 18,5 y 16,9 °C (Figura 21), para después disminuir en profundidad, alcanzando hasta 9,9 °C en las estaciones más profundas (C1 y C2). El oxígeno en los primeros metros (~ 15 m) varió entre 9,2 y 9,9 mg/L, presentando un leve aumento posterior, para después descender hasta 9 mg/L en la estación más profunda (C1).

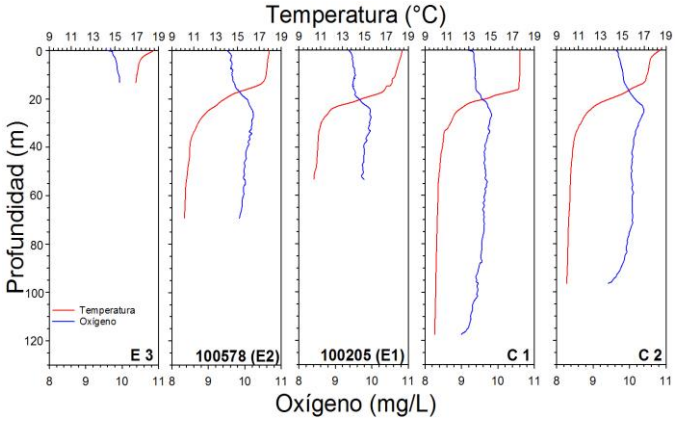


**Figura 21.** Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en las estaciones en estudio del lago Puyehue, en verano del 2017.

En el lago Puyehue las concentraciones de NT oscilaron entre 48,6 y 242,5 µg/L (Figura 22, Tabla 8 del Anexo), en la mayoría de las estaciones más profundas se evidenció un descenso alrededor de los 20 m, para aumentar posteriormente. En general, en los primeros metros el NT estuvo conformado principalmente por su componente orgánico, mientras a en capas más profunda incrementó el $N\text{-}NO_3$, exceptuado en la estación C1. En tanto el amonio presentó la mayoría de los valores bajo el límite de detección (< 3 µg/L). El nitrito en todos los casos se encontró bajo el límite de detección (< 2 µg/L).

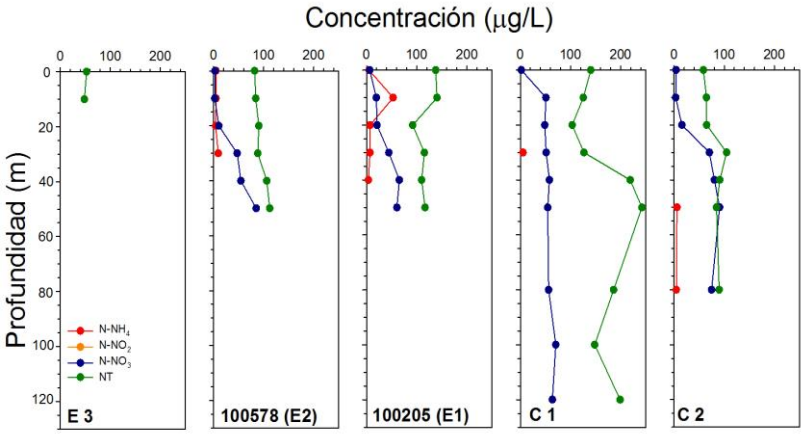


**Figura 22.** Concentraciones de $N\text{-}NH_4$ (µg/L), $N\text{-}NO_2$ (µg/L), $N\text{-}NO_3$ (µg/L) y NT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Puyehue, en verano del 2017.

Las concentraciones de PT en el lago Puyehue fueron menores a 13,9 µg/L (Figura 23, Tabla 8 del Anexo), mientras que las concentraciones de $P\text{-}PO_4$ en la mayoría de los casos fueron menores a 3 µg/L, a excepción de la concentración registrada a los 10 m en la estación 100205 (E1) (10,9 µg/L). Para ambos casos, las concentraciones fueron variables entre estaciones y a través de la columna de agua.

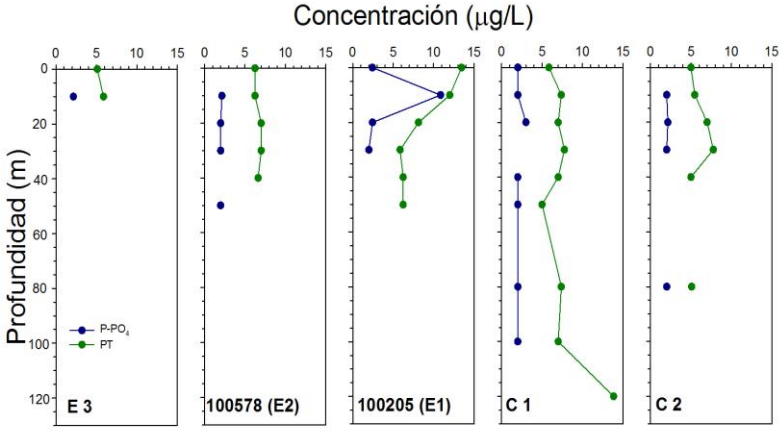


**Figura 23.** Concentraciones de $P\text{-}PO_4$ (µg/L) y PT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Puyehue, en verano del 2017.

## b) Análisis biológico de la columna de agua

### Fitoplancton

En el lago Puyehue durante el verano de 2017 la densidad fitoplanctónica osciló entre 148.953 y 318.712 cél/L. las diatomeas fueron el grupo con mayor abundancia relativa, siempre con más de un 70 % de la abundancia total de fitoplancton por estación, seguido de criptomonas y dinofíceas. En las estaciones C2 y E3 fueron más abundantes las criptomonas, y para las tres estaciones restantes las dinofíceas cobraron también relevancia (Figura 24). La diversidad de taxa por phylum dentro del lago fue la siguiente: 14 diatomeas, 1 crisofícea, 4 clorofíceas, 5 charofitas, 1 cianobacteria, 3 dinoflagelados, 1 euglenofícea y 1 criptofícea. Las dos especies que contribuyeron en mayor medida a la dominancia de las diatomeas fueron, primeramente *C. ocellata* más de un 50 % de abundancia relativa en todas las estaciones de muestreo, seguido de *Tabellaria flocculosa.* Las criptofíceas fueron representadas por *Cryptomonas* spp, con abundancia relativa en torno al 5 %. Por último, cabe destacar la presencia de la dinofícea *Parvodinium cf. Inconspicuum* con abundancia significativa en la estación 100205, pero presente en menor porcentaje en las estaciones de muestreo restantes (Tabla 9 del Anexo).

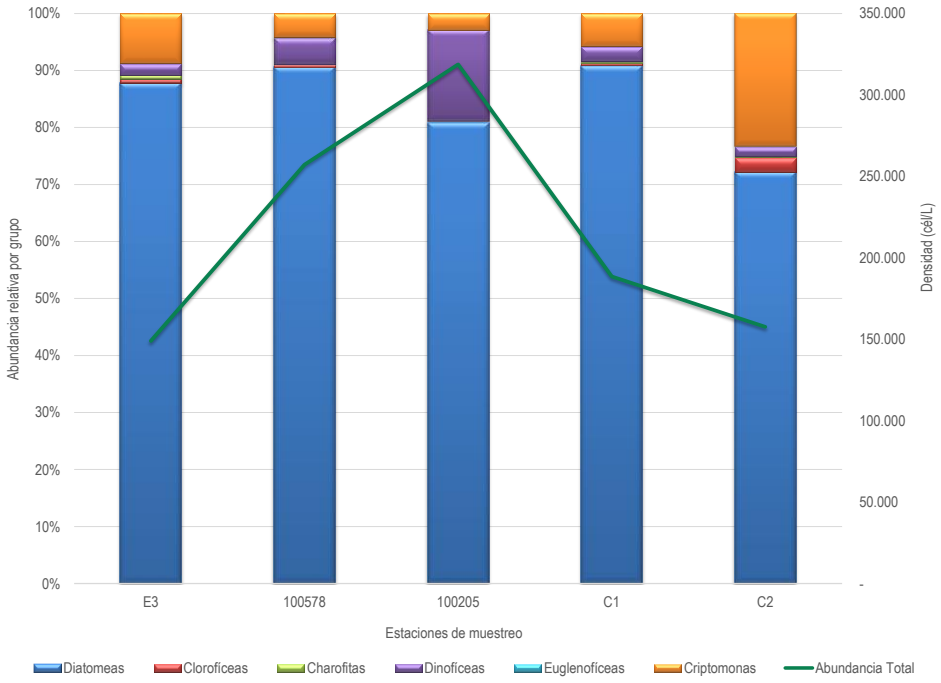


**Figura 24.** Abundancia relativa de fitoplancton por phylum (%), y densidad fitoplanctónica (cél/L) en estaciones de muestreo del lago Puyehue.

### Zooplancton

En el lago Puyehue, durante el verano de 2017 se observaron 6 taxa de microcrustáceos planctónicos, además de hembras con huevos y nauplii de crustáceos maxilípodos. Entre las estaciones de muestreo la riqueza de taxa osciló entre 4 y 6, predominando los crustáceos, mientras

que en los rotíferos se registró sólo una especie. La abundancia fue baja, oscilando entre 0,1 y 0,9 ind/L. Las especies más características fueron *Mesocyclops longisetus* en C1 y C2, *D. pulex* en E3 y *F. longiseta* en E3 y 100205 (Tabla 10).

**Tabla 10.** Abundancia zooplanctónica en estaciones de muestreo del lago Puyehue, durante verano de 2017.

| | | | | | Abundancia de zooplancton por estación de muestreo | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Lago Puyehue | | | | | C1 | C2 | E3 | 100205 | 100578 |
| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L |
| Crustacea | Maxilopoda | Calanoida | Diaptomidae | *Tumeodiaptomus diabolicus* | 0,013 | 0,062 | 0,092 | 0,084 | 0,121 |
| | | | | hembra con huevos | 0,002 | 0,010 | 0 | 0,006 | 0,004 |
| | | Cyclopoida | Cyclopidae | *Mesocyclops longisetus* | 0,058 | 0,119 | 0,105 | 0,267 | 0,122 |
| | | | | hembra con huevos | 0 | 0,001 | 0 | 0,006 | 0,010 |
| | | | | Nauplius | 0 | 0 | 0 | 0,082 | 0,079 |
| | Branchiopoda | Anomopoda | Daphniidae | *Daphnia pulex* | 0,044 | 0,088 | 0,433 | 0,036 | 0,041 |
| | | | | *Scapholeberis spinifera* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,001 |
| | | | Chydoridae | *Chidorus sphaericus* | 0,001 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Rotifera | Monogononta | Gnesiotrocha | Filinidae | *Filinia longiseta* | 0 | 0,021 | 0,299 | 0,274 | 0,056 |
| | | | | **Abundancia Total (Ind/L)** | 0,117 | 0,300 | 0,929 | 0,754 | 0,433 |
| | | | | **Riqueza de Taxa** | 4 | 4 | 4 | 4 | 5 |

### 4.2.3. Lago Rupanco

#### a) Análisis fisicoquímico de la columna de agua

La temperatura en el lago Rupanco osciló entre 19 y 10 °C a través de la columna de agua (Figura 25). La temperatura de la capa superfical fue mayor que la de fondo, formándose termoclina en la mayoría de las estaciones, exceptuando las estaciones 100389 y C1. En lo que respecta al oxígeno, las concentraciones en suerficie fueron entre 8,8 y 9,8 mg/L, registrándose un incremento en el oxígeno a partir de los ~20 m, para después descender hasta 7,3 mg/L en la estación con mayor profundidad (C2).

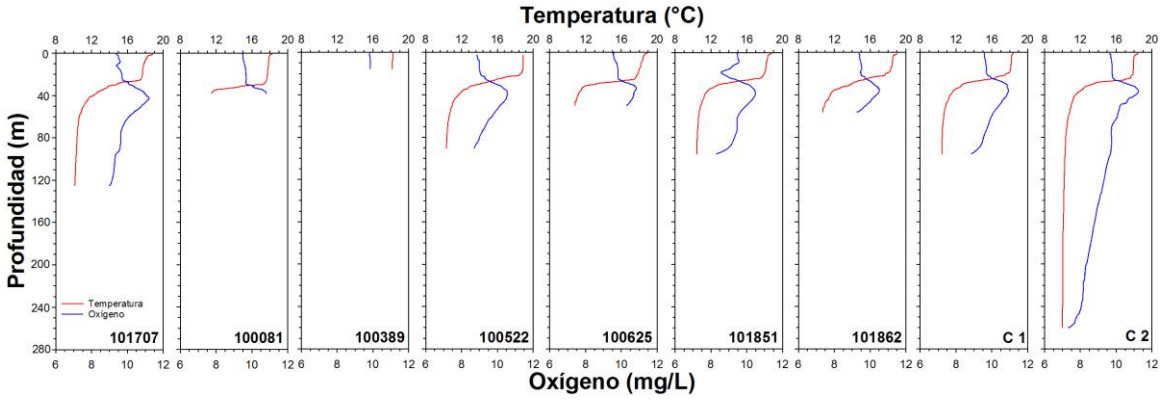


**Figura 25.** Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en las estaciones en estudio del lago Rupanco, en otoño del 2016.

Los perfiles de nitrógeno en la columna de agua mostraron valores menores a 140 µg/L (Figura 26, Tabla 10 del Anexo), con una leve tendencia a aumentar en profundidad en las estaciones 101707, 100389, 101851, C1 y C2. De los compuestos nitrogenados, el amonio presentó las mayores concentraciones, siendo el principal constituyente del nitrógeno total. El nitrato en la mayoría de los casos mostró bajas concentraciones o valores bajo el límite de detección, exhibiendo concentraciones más altas principalmente en estratos más profundos. En tanto las concentraciones de nitrito fueron muy bajas, encontrándose todas bajo el límite de detección en todas las profundidades evaluadas.

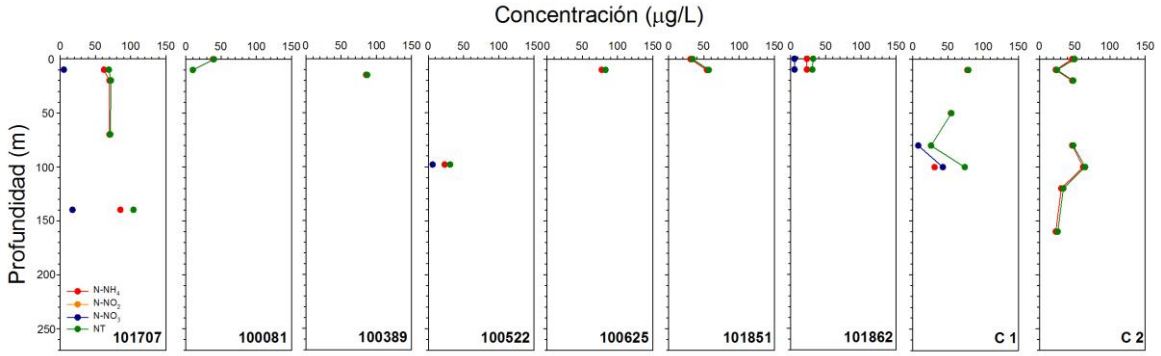


**Figura 26.** Concentraciones de N-$NH_4$ (µg/L), N-$NO_2$ (µg/L), N-$NO_3$ (µg/L) y NT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Rupanco, en otoño del 2016.

Las concentraciones de fósforo total y P-$PO_4$ fueron mayoritariamente bajas en toda la columna de agua (< 6 µg/L) (Figura 27, Tabla 10 del Anexo), exhibiendo un importante aumento en el estrato más profundo en las estaciones 100389, 101851 y C1.

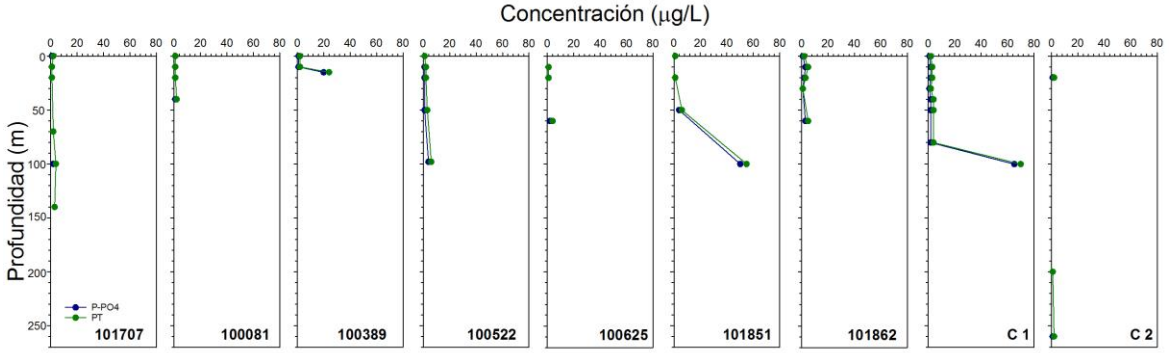


**Figura 27.** Concentraciones de P-$PO_4$ (µg/L) y PT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Rupanco, en otoño del 2016.

## b) Análisis biológico de la columna de agua

### Fitoplancton

En el lago Rupanco se registró una densidad celular que osciló entre 21.898 y 93.214 cél/L, las diatomeas fueron el grupo dominante, salvo en la estación 101707 la cual se sitúa en la desembocadura del lago, las restantes estaciones presentaron más de un 50 % de abundancia relativa de diatomeas (Figura 28, Tabla 11 del Anexo). Así también se observó que la riqueza de taxa por grupo fue la siguiente: 14 diatomeas, 4 clorofíceas, 3 charofitas, 3 dinoflagelados, 2 euglenofíceas y 1 criptomonas. Entre las diatomeas los taxa más abundantes fueron *Cyclotella ocellata* y *Fragillaria crotonensis*, produciéndose una alternancia respecto de la diatomea dominante en cada estación. En la estación 101707 la especie dominante fue la dinofícea *Parvodinium inconspicuum*, la cual se observó en las estaciones de muestreo restantes en menor proporción. En las estaciones 100389 y 100081 se registraron cianobacterias, *Merismopedia glauca* y *Chroccocus* spp. *Merismopedia glauca* presentó un 5 % de abundancia relativa, 6.561 cél/L y un biovolumen estimado de 0,002 mm$^3$/L.

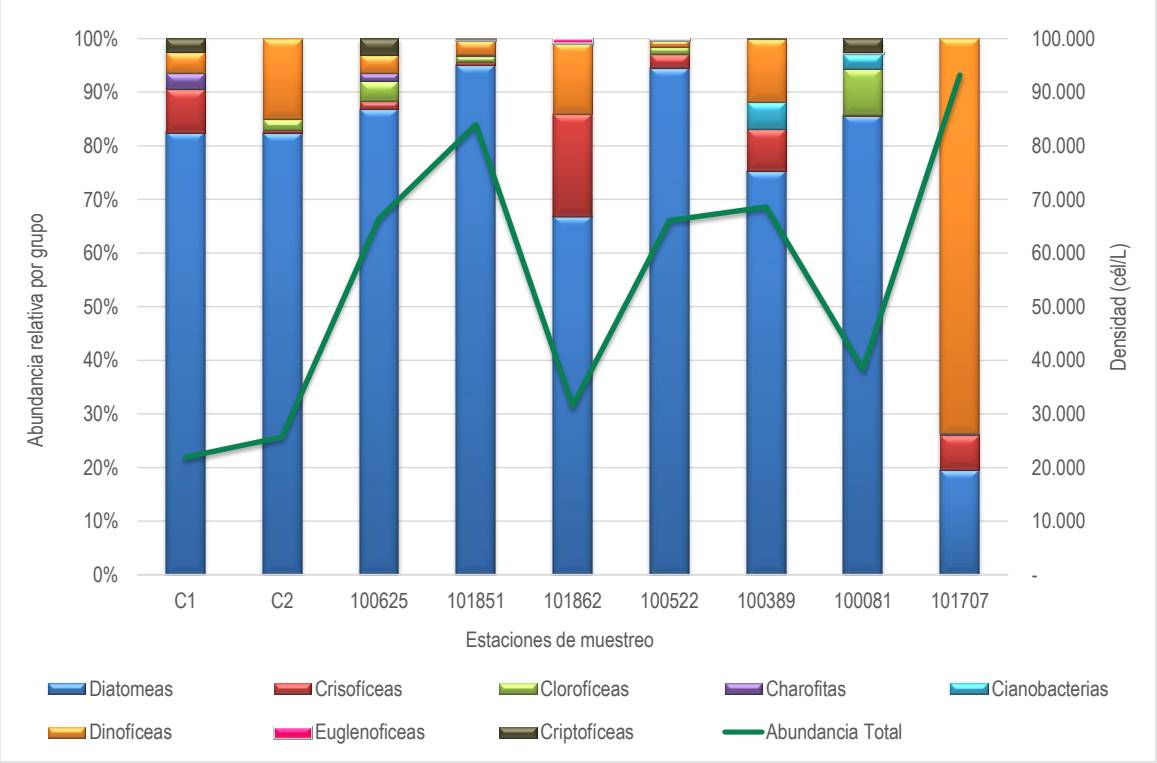


**Figura 28.** Abundancia relativa de fitoplancton por phylum (%), y densidad fitoplanctónica (cél/L) en estaciones de muestreo del lago Rupanco.

## Zooplancton

En el lago Rupanco durante el verano tardío de 2016 se observó una riqueza de 11 taxa, además de hembras con huevos y nauplii de crustáceos maxilípodos. La riqueza de taxa en el lago osciló entre 6 y 8 taxa, en tanto la abundancia total fluctuó entre 0,346 y 1,130 ind/L. La mayor diversidad se registró en el phylum Crustacea. *Filinia longiseta* y *Daphnia pulex* fueron las especies más abundantes (Tabla 11).

**Tabla 11.** Abundancia zooplanctónica en estaciones de muestreo del lago Rupanco, durante verano tardío - otoño de 2016.

| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | Lago Rupanco | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | C1 | C2 | 100625 | 101851 | 101862 | 100522 | 100389 | 100081 | 101707 |
| | | | | | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L |
| Crustacea | Maxilipoda | Calanoida | Diaptomidae | *Tumeodiaptomus diabolicus* | 0,062 | 0,065 | 0,025 | 0,090 | 0,177 | 0,310 | 0,011 | 0,068 | 0,069 |
| | | | | hembra con huevos | 0 | 0,011 | 0,002 | 0,003 | 0,001 | 0,016 | 0 | 0,007 | 0,011 |
| | | Cyclopoida | Cyclopidae | *Mesocyclops longisetus* | 0,018 | 0,010 | 0,010 | 0,022 | 0,021 | 0,011 | 0,004 | 0,030 | 0,012 |
| | | | | hembra con huevos | 0,003 | 0,001 | 0,001 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,015 |
| | | Harpacticoida | Canthocamptidae | *Antarctobiotus* sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,001 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | Nauplius | 0 | 0,005 | 0,013 | 0,001 | 0 | 0,001 | 0,001 | 0,011 | 0,023 |
| | Brachiopoda | Anomopoda | Daphniidae | *Daphnia pulex* | 0,957 | 0,059 | 0,126 | 0,349 | 0,099 | 0,041 | 0,014 | 0,355 | 0,095 |
| | | | | *Ceriodaphnia dubia* | 0,017 | 0,004 | 0,010 | 0,012 | 0,006 | 0,007 | 0,002 | 0,004 | 0,002 |
| | | | | *Scapholeberis spinifera* | 0,002 | 0 | 0 | 0,001 | 0 | 0 | 0,002 | 0 | 0 |
| | | | Bosminidae | *Bosmina (Linderobosmina) chilensis* | 0,001 | 0 | 0,0003 | 0,002 | 0,003 | 0,001 | 0,004 | 0 | 0 |
| | | | Chydoridae | *Alona pulchella* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,002 | 0 | 0 |
| Rotifera | Monogononta | Ploima | | *Keratella* sp | 0 | 0,001 | 0,0003 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,001 |
| | | Gnesiotrocha | Conochilidae | *Conochilus unicornis* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,006 | 0 | 0,005 | 0 |
| | | | Filinidae | *Filinia longiseta* | 0,070 | 0,452 | 0,158 | 0,045 | 0,054 | 0,281 | 0,412 | 0,558 | 0,218 |
| | | | | **Abundancia Total (cél/L)** | 1,130 | 0,607 | 0,346 | 0,522 | 0,362 | 0,673 | 0,452 | 1,039 | 0,446 |
| | | | | **Riqueza de Taxa** | **8** | **9** | **10** | **9** | **8** | **9** | **9** | **8** | **9** |

## 4.2.4. Lago Llanquihue

### a) Análisis fisicoquímico de la columna de agua

La temperatura superficial del agua en el lago Llanquihue no superó los 15 °C (Figura 29), a excepción de la mayoría de las estaciones muestreadas al final de noviembre (101866, 100100, 100370, 100390), en las cuales la temperatura superficial fue entre 15,5 y 16 °C. En las estaciones más profundas la temperatura alcanzada fue de 10,7 °C en profundidad. En relación al oxígeno, en la mayoría de las estaciones más someras del lago Llanquihue el oxígeno estuvo distribuido homogéneamente en la columna de agua, mientras que en las estaciones 101866, 100100, 100370 y 100390 se registraron menores concentraciones en superficie. En las estaciones más profundas (C1 y C2) se evidenciaron las mayores variaciones.

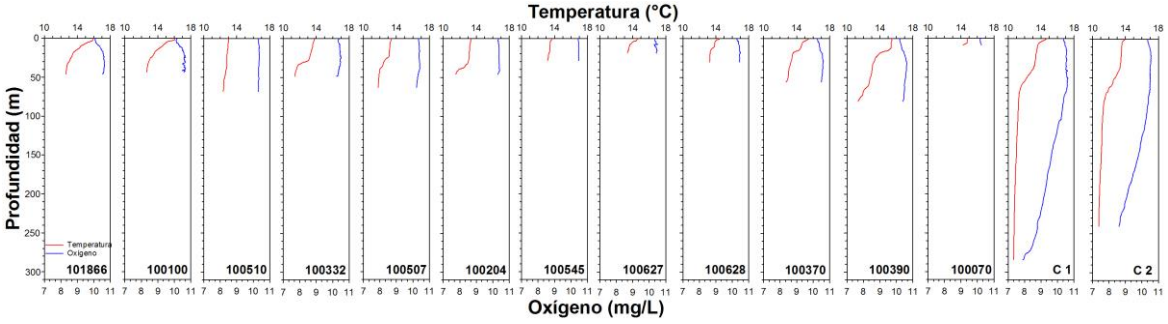


**Figura 29.** Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en las estaciones en estudio del lago Llanquihue, en primavera del 2016.

La concentración de NT en el lago Llanquihue osciló entre 46,6 y 85,9 µg/L (Figura 30, Tabla 12 del Anexo), a excepción de las estaciones 100100 y 100628 que presentaron mayores concentraciones, a los 10 y 30 m, respectivamente. El NT estuvo conformado mayoritariamente por su componente orgánico, seguido por N-$NO_3$. Mientras que las concentraciones de N-$NH_4$ y N-$NO_2$ fueron bajas, encontrándose mayoritariamente bajo el límite de detección. En las estaciones 100545 y 100628 se evidenció un aumento de N-$NH_4$ en la profundidad más cercana al fondo.

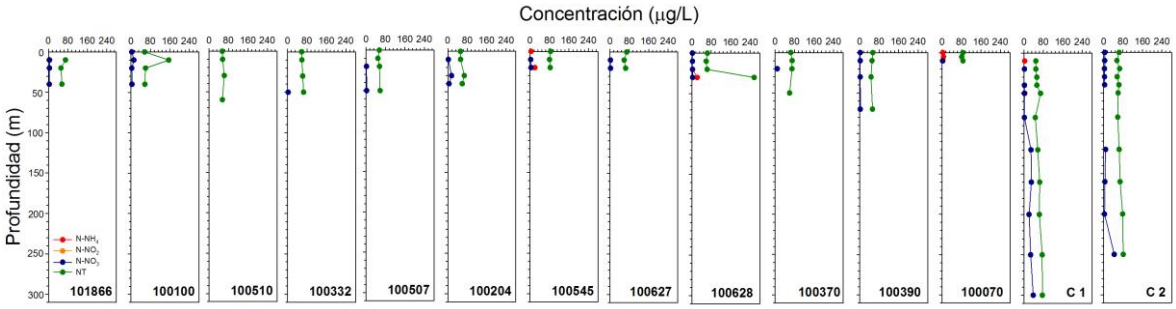


**Figura 30.** Concentraciones de N-$NH_4$ (µg/L), N-$NO_2$ (µg/L), N-$NO_3$ (µg/L) y NT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Llanquihue, en primavera del 2016.

Las concentraciones de PT no superaron los 12 µg/L (Figura 31, Tabla 12 del Anexo), salvo la concentración registrada a los 30 m de la estación 100628 (157 µg/L). En tanto las concentraciones de P-$PO_4$ no superaron los 13 µg/L. En general, en ambos casos se evidenció una tendencia de aumentar en profundidad.

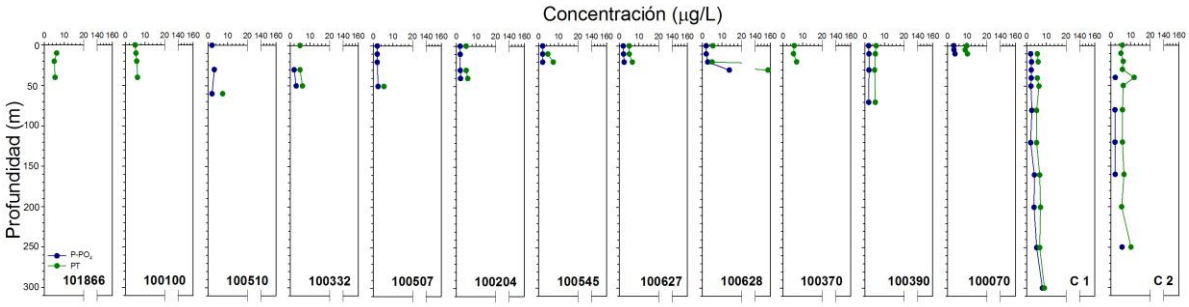


**Figura 31.** Concentraciones de P-$PO_4$ (µg/L) y PT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Llanquihue, en primavera del 2016.

## b) Análisis biológico de la columna de agua

### Fitoplancton

La abundancia fitoplanctónica en el lago Llanquihue durante otoño de 2016 fluctuó entre 9.259 y 39.043 cél/L. Si bien las diatomeas fueron la componente principal del fitoplancton en todas las estaciones de muestreo, en las estaciones más someras cobraron importancia las clorofíceas, y en menor grado las dinofíceas y cianobacterias (Figura 32). La diversidad de taxa por phylum dentro del

lago fue la siguiente: 26 diatomeas, 12 clorofíceas, 1 crisofíceas, 11 charofitas, 3 cianobacterias, 3 dinoflagelados, 1 euglenofícea y 1 criptofícea. En este lago se registró la mayor diversidad de taxa del estudio, con 59 taxa (Tabla 13 del Anexo).

Las diatomeas generalmente presentaron abundancia relativa sobre un 50 %, siendo las diatomeas *Aulacoseira granulata* y *Fragillaria crotonensis* las más abundantes. Por otro lado, las clorofíceas presentaron abundancia superior al 10 % en la mayoría de las estaciones de muestreo, salvo en las estaciones control con abundancias del 5 %. Cabe destacar la presencia de cianobacterias del género *Pseudoanabaena* spp en la estación 100628 con un 24 % de abundancia de abundancia relativa, una densidad celular de 9488 cél/L y un biovolumen de 0,0003 mm$^3$/L (Tabla 13 del Anexo).

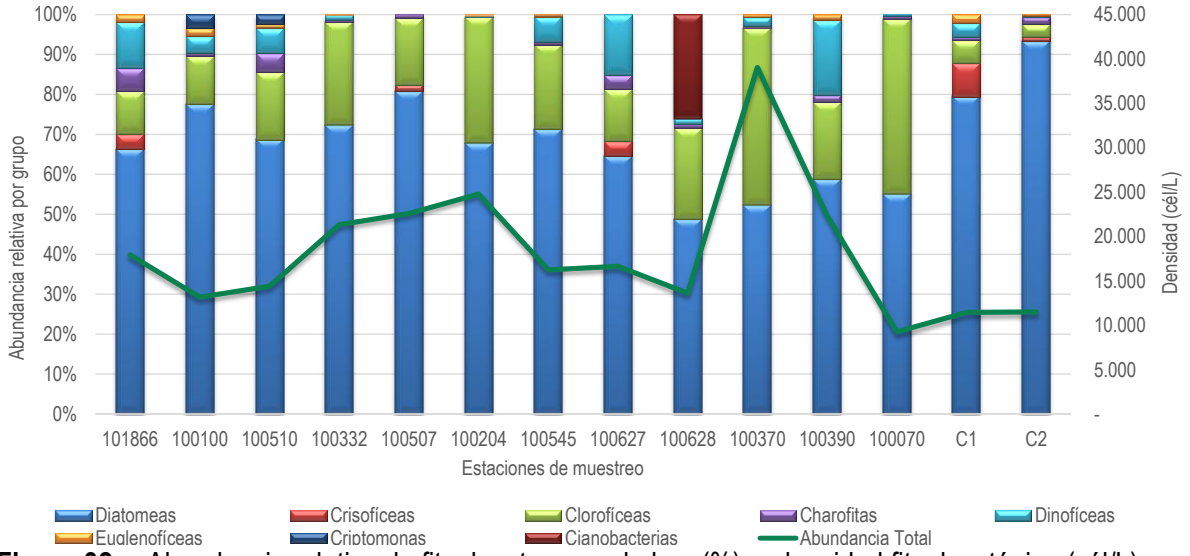


**Figura 32.** Abundancia relativa de fitoplancton por phylum (%), y densidad fitoplanctónica (cél/L) en estaciones de muestreo del lago Llanquihue.

## Zooplancton

En el lago Llanquihue, a fines de primavera y principios de verano del 2016, se encontraron en la columna de agua 7 taxa de microcrustáceos, mientras que la riqueza osciló entre 3 y 6 taxa. La densidad fluctuó entre 0,336 y 3,154 ind/L, siendo la especie más abundante el rotífero *Filinia longiseta* (Tabla 12).

**Tabla 12.** Abundancia zooplanctónica en estaciones de muestreo del lago Llanquihue, a fines de primavera – principios de verano 2016.

| | | | | | Llanquihue | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | C1 | C2 | 100070 | 100390 | 100370 | 100628 | 100627 | 100545 | 100204 | 100507 | 100332 | 100510 | 100100 | 101866 |
| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L |
| | | | | *Tumeodiaptomus diabolicus* | 0,0107 | 0,0074 | 0,0828 | 0,0817 | 0,0812 | 0,0306 | 0,0271 | 0,0080 | 0,0159 | 0,0019 | 0 | 0,0046 | 0,0215 | 0 |
| | | Calanoida | Diaptomidae | *hembra con huevos* | 0,0005 | 0 | 0,0095 | 0,0011 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,0004 | 0 | 0 |
| | | | | *Mesocyclops araucanus* | 0,0240 | 0,0027 | 0,0032 | 0,0573 | 0,0127 | 0,0013 | 0,0027 | 0,0605 | 0,0796 | 0,0473 | 0,0159 | 0,0292 | 0,0525 | 0,0191 |
| | | Cyclopoida | Cyclopidae | *hembra con huevos* | 0 | 0,0005 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,0015 | 0 | 0 |
| | Maxilopoda | | | *Nauplius* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,0127 | 0,0127 | 0 | 0 | 0,0013 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | *Daphnia pulex* | 0,2137 | 0,2281 | 0,1719 | 0,0923 | 0,1076 | 0,0064 | 0,0302 | 0,0080 | 0,1432 | 0,2024 | 0,2881 | 0,3655 | 0,0923 | 0,0310 |
| | | | | *Ceriodaphnia dubia* | 0 | 0,0085 | 0 | 0 | 0,0038 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,0089 | 0,0040 | 0,0007 | 0,0103 | 0 |
| | | | Daphniidae | *Scapholeberis spinifera* | 0 | 0 | 0 | 0,0085 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Crustacea | Branchiopoda | Anomopoda | Bosminidae | *Bosmina (Linderobosmina) chilensis* | 0,0021 | 0,0011 | 1,9767 | 0 | 0,0006 | 0,0649 | 0,0446 | 0,0016 | 0,0016 | 0,0011 | 0,0008 | 0,0005 | 0,0008 | 0 |
| Rotífera | Monogononta | Gnesiotrocha | Filinidae | *Filinia longiseta* | 0,0853 | 0,3639 | 0,9104 | 1,0080 | 0,3209 | 1,2936 | 1,0096 | 1,3496 | 1,3878 | 0,7194 | 0,5730 | 0,5730 | 0,3852 | 0,5833 |
| | | | | **Abundancia Total (cél/L)** | 0,3363 | 0,6122 | 3,1545 | 1,2488 | 0,5268 | 1,4095 | 1,1268 | 1,4276 | 1,6282 | 0,9823 | 0,8817 | 0,9754 | 0,5626 | 0,6334 |
| | | | | **Riqueza de Taxa** | **6** | **7** | **6** | **6** | **6** | **6** | **6** | **5** | **5** | **7** | **5** | **8** | **6** | **3** |

### 4.2.5. Lago Chapo

#### a) Análisis fisicoquímico de la columna de agua

La temperatura del agua en el lago Chapo varió entre 11 y 8,4 °C (Figura 33), presentando las mayores temperaturas en superficie, para descender hasta los 8,4 °C en profundidad. En general la columna de agua se mostró bien oxigenada, con una leve baja de oxígeno alrededor de los 10 m. En las estaciones más profundas el oxígeno descendió hasta alcanzar concentraciones cercanas a los 6 mg/L.

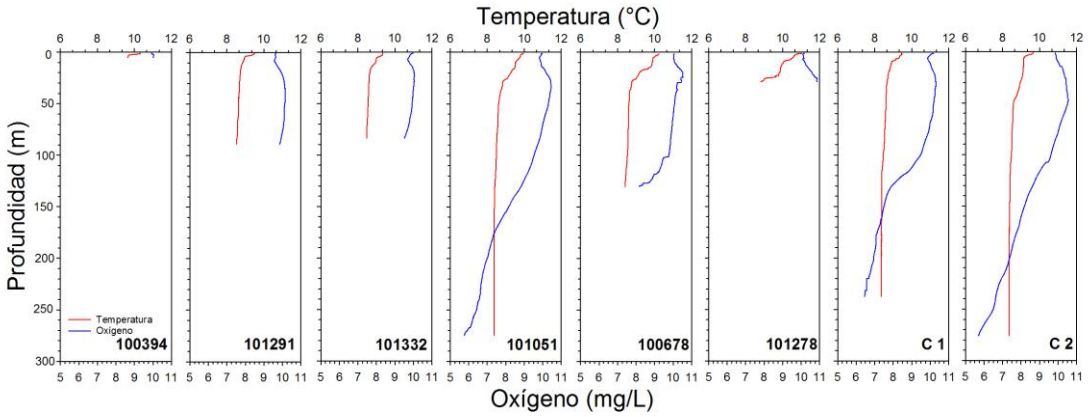


**Figura 33.** Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en las estaciones en estudio del lago Chapo, en invierno/primavera del 2016.

Las concentraciones de NT en el lago Chapo fueron inferiores a 133 µg/L, evidenciando una tendencia de aumentar en profundidad (Figura 34, Tabla 14 del Anexo). El mayor constituyente del NT fue el nitrógeno orgánico, seguido por $N\text{-}NO_3$. En tanto las concentraciones de $N\text{-}NH_4$ y $N\text{-}NO_2$ estuvieron mayoritariamente bajo el límite de detección, < 3 y < 2 µg/L, respectivamente.

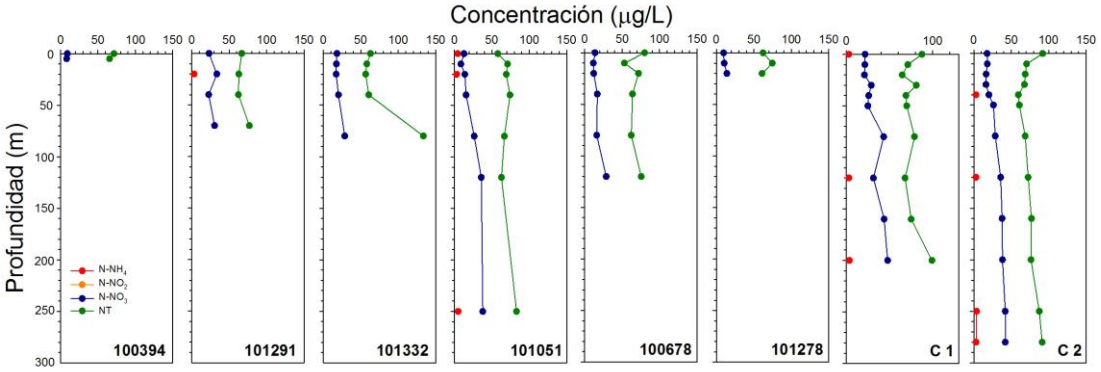


**Figura 34.** Concentraciones de $N\text{-}NH_4$ (µg/L), $N\text{-}NO_2$ (µg/L), $N\text{-}NO_3$ (µg/L) y NT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Chapo, en invierno/primavera del 2016.

Las concentraciones de PT en el lago Chapo fueron menores a 14 µg/L (Figura 35, Tabla 14 del Anexo), exceptuando la medición más profunda de la estación 101332 (34,8 µg/L). Mientras que el P-$PO_4$ presentó bajas concentraciones, encontrándose mayoritariamente bajo el límite de detección (< 2 µg/L).

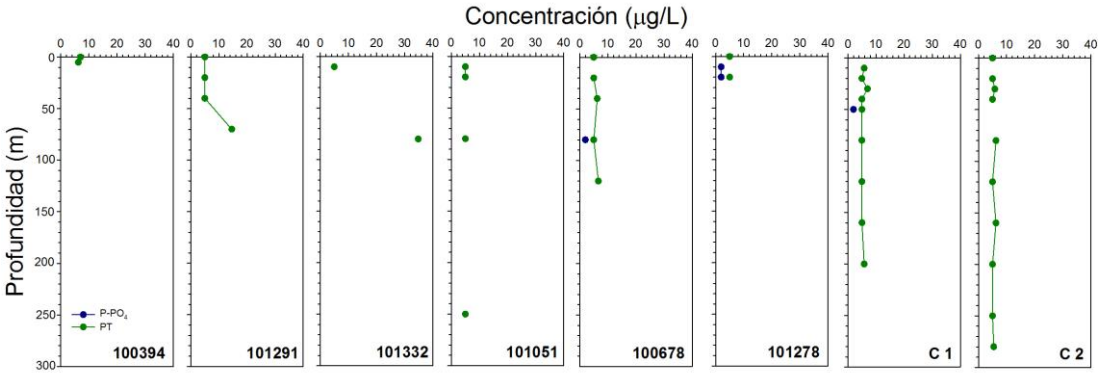


**Figura 35.** Concentraciones de P-$PO_4$ (µg/L) y PT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Chapo, en invierno/primavera del 2016.

**b) Análisis biológico de la columna de agua**

**Fitoplancton**

Entre invierno tardío e inicios de la primavera, la densidad fitoplanctónica en el lago Chapo osciló entre 1.094 y 32.403 cél/L. La menor densidad se produjo en las estaciones control C1 y C2, y la mayor densidad en la estación más somera (estación 100394).

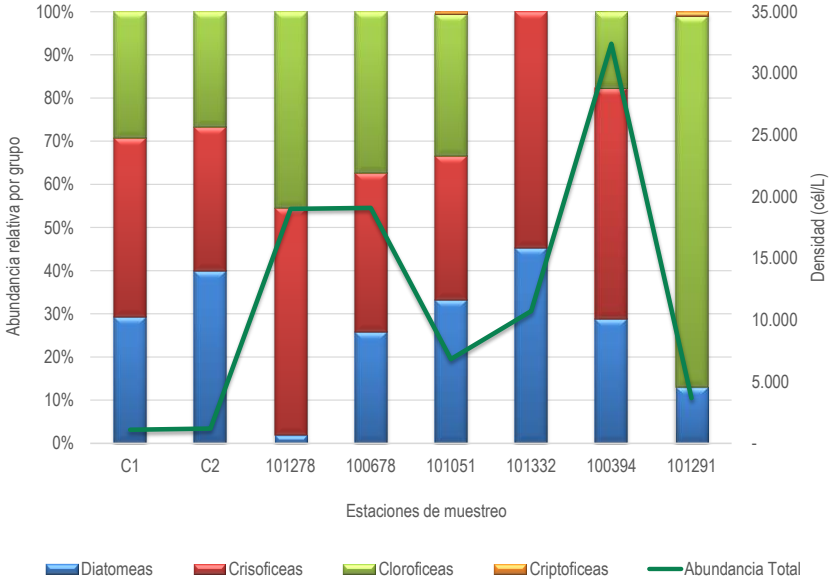


**Figura 36.** Abundancia relativa de fitoplancton por phylum (%), y densidad fitoplanctónica (cél/L) en estaciones de muestreo del lago Chapo.

En este lago, la distribución de abundancias mostró un patrón diferente al resto de los lagos Araucanos anteriormente evaluados, siendo los grupos más representativos las crisofíceas y clorofíceas, seguido de las diatomeas. Las clorofíceas estuvieron representadas solo por la especie *Sphaerocystis schroeteri*. Se registró mayor riqueza de taxa de diatomeas con respecto a las clorofíceas, a pesar de ello, *Fragillaria crotonensis* fue la especie más abundante de este grupo (Figura 36, Tabla 15 del Anexo). La riqueza de taxa por grupo observada en este lago fue la siguiente: 13 diatomeas, 2 crisofíceas, 3 clorofíceas, 2 charofitas, 1 dinoflagelado y 1 criptofícea (Tabla 15 del Anexo).

**Zooplancton**

En el lago Chapo, a principios de primavera se registraron 9 taxa, entre las estaciones de muestreo la riqueza fluctuó entre 3 y 6 taxa. Así también se observaron hembras con huevos y nauplii de crustáceos maxilípodos. La abundancia osciló entre 0,107 y 0,242 ind/L. Las especies más representativas fueron *D. pulex* y *M. araucanus* (Tabla 13).

**Tabla 13.** Abundancia zooplanctónica en estaciones de muestreo del lago Chapo, a fines de invierno – principios de primavera 2016.

| | | | | | Abundancia de zooplancton por estación de muestreo | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Lago Chapo | | | | | C1 | C2 | 101278 | 100678 | 101051 | 101332 | 100394 | 101291 |
| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L |
| Crustacea | Maxilopoda | Cyclopoida | Cyclopidae | *Acanthocyclops vernalis* | 0,003 | 0,017 | 0,014 | 0,005 | 0,005 | 0,004 | 0,008 | 0,007 |
| | | | | hembra con huevos | 0,002 | 0 | 0 | 0 | 0,0004 | 0,001 | 0 | 0 |
| | | | | *Mesocyclops araucanus* | 0,047 | 0,010 | 0,041 | 0,073 | 0,075 | 0,027 | 0,025 | 0,016 |
| | | | | hembra con huevos | 0,001 | 0,001 | 0,001 | 0,001 | 0,001 | 0,002 | 0 | 0,002 |
| | | | | Nauplius | 0,011 | 0,003 | 0,004 | 0,014 | 0,039 | 0,020 | 0,006 | 0,046 |
| | Branchiopoda | Anomopoda | Daphniidae | *Daphnia pulex* | 0,039 | 0,084 | 0,122 | 0,009 | 0,071 | 0,027 | 0,126 | 0,035 |
| | | | | *Ceriodaphnia dubia* | 0,002 | 0 | 0,006 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | Bosminidae | *Bosmina (Linderobosmina) chilensis* | 0 | 0 | 0,001 | 0,001 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | Chydoridae | Alona sp | 0 | 0 | 0,002 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Rotifera | Monogononta | Ploima | Asplanchnidae | *Asplanchna* sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,029 | 0 | 0 |
| | | | Synchaetidae | *Synchaeta stylata* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,002 | 0 | 0,076 | 0 |
| | | Gnesiotrocha | Conochilidae | *Conochilus unicornis* | 0,003 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | **Abundancia Total (Ind/L)** | 0,107 | 0,116 | 0,191 | 0,103 | 0,194 | 0,110 | 0,242 | 0,107 |
| | | | | **Riqueza de Taxa** | 5 | 3 | 6 | 4 | 4 | 4 | 4 | 3 |

## 4.2.6. Lago Popetán

### a) Análisis fisicoquímico de la columna de agua

La temperatura y oxígeno presentaron perfiles homogéneos en toda la columna de agua, en las dos estaciones muestreadas del lago Popetán (Figura 37). Los valores de temperatura en la columna de agua oscilaron entre 8,2 y 8,6 °C, en tanto el oxígeno varió entre 10,3 y 10,5 mg/L.

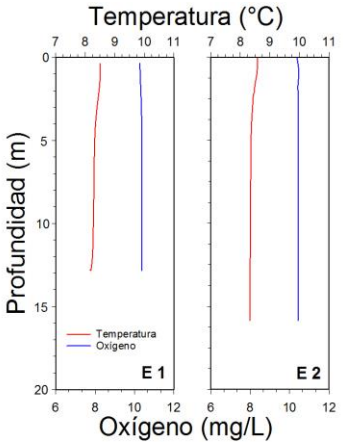


**Figura 37.** Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en las estaciones en estudio del lago Popetán, en invierno del 2016.

En relación al NT y sus componentes nitrogenados (Figura 38, Tabla 16 del Anexo), las concentraciones registradas fueron homogéneas a través de la columna de agua. El N-$NH_4$ no superó los 10 µg/L, el N-$NO_2$ estuvo bajo el límite de detección en todas las profundidades, en tanto el N-$NO_3$ fue el mayor componente inorgánico, con concentraciones que oscilaron entre 40,1 y 53,7 µg/L. Las concentraciones de NT oscilaron entre 190 y 214 µg/L, encontrándose compuesto en su mayoría por la fracción orgánica.

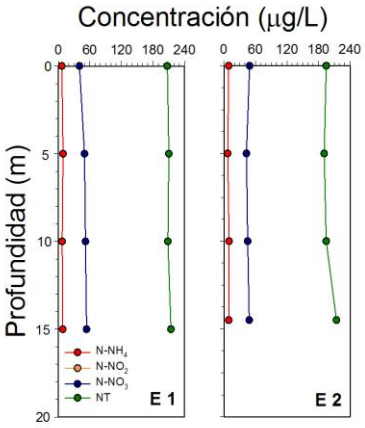


**Figura 38.** Concentraciones de N-$NH_4$ (µg/L), N-$NO_2$ (µg/L), N-$NO_3$ (µg/L) y NT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Popetán, en invierno del 2016.

En el lago Popetán las concentraciones de PT se mostraron relativamente homogéneas en toda la columna de agua (Figura 39, Tabla 16 en Anexo), con valores entre 7,4 y 9 µg/L. En tanto, las concentraciones de P-$PO_4$ en las dos estaciones y todas las profundidades analizadas se encontró bajo el límite de detección (< 2 µg/L).

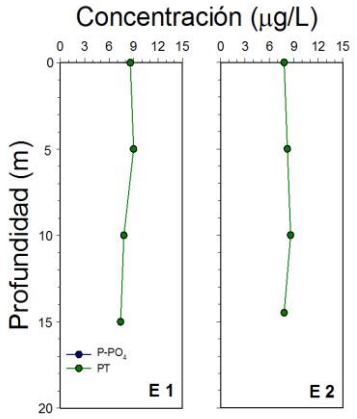


**Figura 39.** Concentraciones de P-$PO_4$ (µg/L) y PT (µg/L) en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Popetán, en invierno del 2016.

En el lago Popetán, las concentraciones de DOC oscilaron entre 4,7 a 5,9 mg/L (Figura 40), no se observó un patrón a través de la columna de agua. En lo que respecta la intensidad de fluorescencia de la DOM, a través del análisis PARAFAC se logró identificar 5 componentes fluorescentes, de los cuales cuatro de los componentes identificados se encontraron asociados a DOM de origen alóctona, ácidos húmicos y fúlvicos. El quinto componente identificado es de tipo proteico, el que se encuentra asociado a DOM de origen autóctono. Las mayores intensidades corresponden a la DOM alóctona, asociada a ácidos húmicos, reflejándose las mayores intensidades en la estación E2.

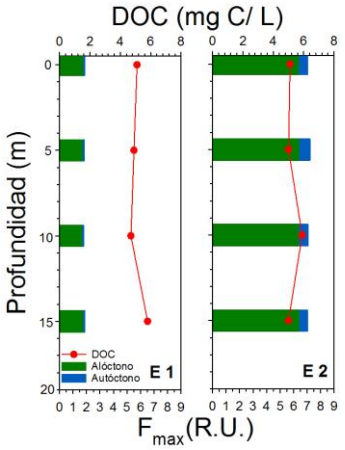


**Figura 40.** Concentraciones de DOC (mg/L) e intensidad de fluorescencia ($F_{max}$, R.U.) en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Popetán, en invierno 2016.

**b) Análisis biológico de la columna de agua**

**Fitoplancton**

En el lago Popetán la densidad total por estación osciló entre 2.736 y 4.786 cél/L. Las criptofíceas fueron dominantes del fitoplancton con más de un 66% de abundancia relativa por estación, seguido

de diatomeas sobre un 16% de abundancia relativa por estación (Figura 41). Los restantes grupos estuvieron presentes solo en los análisis cualitativos. La riqueza de taxa por grupo observada en este lago fue la siguiente: 7 diatomeas, 1 clorofíceas, 2 charofitas, 1 cianobacteria, 1 criptofícea, y 1 dinoflagelado. Las criptofíceas representadas por *Cryptomonas* spp., fueron el grupo más abundante, entre un 66 y 81 % de la abundancia relativa por estación. Co-dominaron este ambiente las diatomeas, específicamente *Tabellaria flocculosa, Asterionella formosa* y *Urosolenia eriensis* las más abundantes. La riqueza de taxa fue de 15 en total en el lago, y varió entre 8 y 12 taxa por estación de muestreo (Tabla 17 del Anexo).

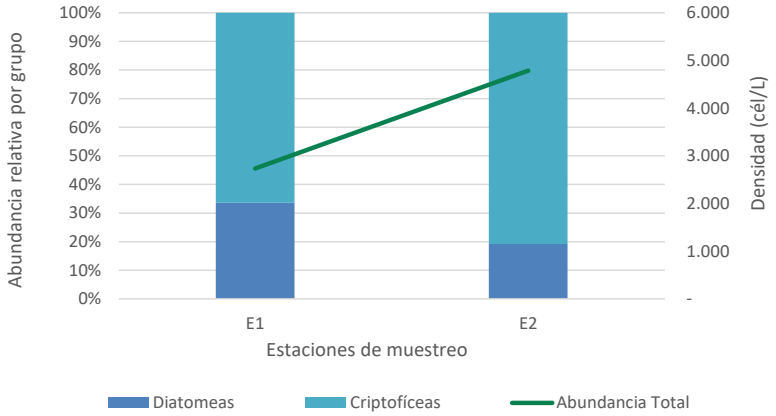


**Figura 41.** Abundancia relativa de fitoplancton por phylum (%), y densidad fitoplanctónica (cél/L) en estaciones de muestreo del lago Popetán.

**Zooplancton**

Durante el invierno de 2016, el lago Popetán se registró una riqueza de 6 taxa, así también, entre las estaciones de muestreo la riqueza fue de 5 taxa para cada estación, difiriendo en la presencia / ausencia de un taxa por estación. Si bien la abundancia total entre las estaciones de muestreo fue notoria, *Tumeodiaptomus diabolicus* fue la especie más abundante en el lago, seguida por *Bosmina (Linderobosmina) hagmanni* (Tabla 14).

**Tabla 14.** Abundancia zooplanctónica en estaciones de muestreo del lago Popetán en invierno de 2016.

| | | | | | Abundancia de zooplancton por estación de muestreo | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | Lago Popetán | | E1 | E2 |
| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | Ind/L | Ind/L |
| Crustacea | Maxilopoda | Calanoida | Diaptomidae | *Tumeodiaptomus diabolicus* | 0,720 | 0,109 |
| | | | | hembra con huevos | 0,012 | 0,002 |
| | | Cyclopoida | Cyclopidae | *Mesocyclops araucanus* | 0,011 | 0,022 |
| | | | | *Nauplius* | 0,047 | 0,057 |
| | Branchiopoda | Anomopoda | Daphniidae | *Daphnia pulex* | 0,006 | 0 |
| | | | Bosminidae | *Bosmina (Linderobosmina) hagmanni* | 0,492 | 0,117 |
| | | | Chydoridae | *Chidorus sphaericus* | 0,001 | 0,001 |
| Rotifera | Monogononta | Ploima | Synchaetidae | *Polyarthra sp* | 0 | 0,043 |
| | | | | **Abundancia Total (Ind/L)** | 1,289 | 0,351 |
| | | | | **Riqueza de Taxa** | 5 | 5 |

### c) Análisis fisicoquímico del sedimento

De acuerdo a la clasificación textural del sedimento estudiado en el lago Popetán, se indica que está compuesto en su totalidad de fango (Figura 42).

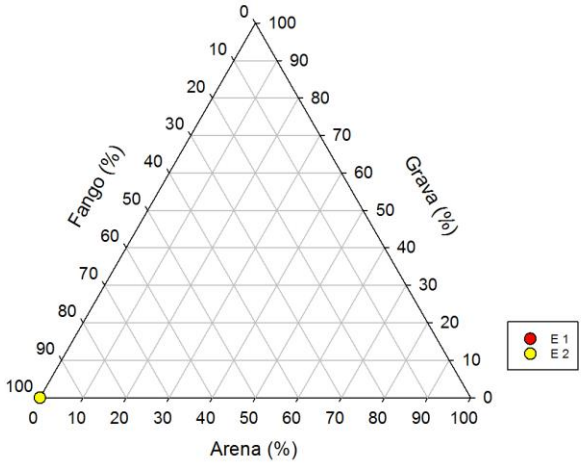


**Figura 42.** Clasificación textural del sedimento (fango, arena y grava) de las estaciones E1 y E2 en el lago Popetán.

La materia orgánica en los sedimentos varió entre 64 a 74,6 %, mientras que los valores de potencial óxido reducción resultaron positivos con valores cercanos a los 300 mV. El pH en el sedimento estudiado registró valores ácidos con valores cercanos a 6, y el sulfuro en general presentó valores entre 122 y 214 µM (Tabla 15).

**Tabla 15.** Porcentajes de materia orgánica total contenida en los primeros 3 cm del sedimento, además de variables físico químicas (redox, pH y sulfuro). Cada valor representa el promedio de 3 réplicas.

| Centro | Estación | Profundidad (m) | MO (%) | Redox (mV) | pH | Sulfuro (µM) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| E1 | 1 | 13,4 | 69,8 | 330,7 | 6,0 | 122,6 |
| | 2 | 14 | 71,7 | 331,2 | 5,9 | 132,0 |
| | 3 | 15,9 | 73,7 | 303,7 | 6,1 | 178,3 |
| E2 | 1 | 15,7 | 74,6 | 316,7 | 5,9 | 133,3 |
| | 2 | 12,4 | 64,0 | 306,3 | 6,0 | 214,5 |
| | 3 | 18,1 | 70,2 | 307,4 | 6,0 | 187,9 |

### d) Correntometría Lagrangeana

De acuerdo a los resultados obtenidos del estudio de los derivadores lagrangeanos, se aprecia un mayor desplazamiento de los derivadores en superficie en comparación a los derivadores en profundidad (7 m) (Figura 43, Tabla 16), con una orientación que estaría relacionada a la dirección de viento, el cual durante el estudio provino mayoritariamente del noreste. También se observó poco desplazamiento de los derivadores, producto del extenso periodo de calma registrado en las mediciones de viento (Figura 44).

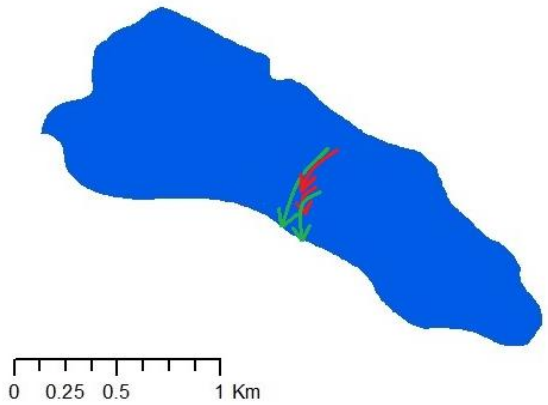


**Figura 43.** Recorrido de cada derivador lagrangeano por tramo A y B en el lago Popetán. Flechas de color verde indican derivadores superficiales y de color rojo indican derivadores en profundidad (7 m).

**Tabla 16.** Promedio, desviación estándar y velocidad máxima de la corriente (m/s) de cada derivador por tramo en el lago Popetán.

| ***Lago Popetán*** | **Tramo A** | | | |
|---|---|---|---|---|
| | Sup.1 (0m) | Prof. 1 (5 m) | Sup.2 (0m) | Prof. 2 (5 m) |
| **Promedio** | 0,055 | 0,033 | 0,066 | 0,012 |
| **DS** | 0,038 | 0,114 | 0,044 | 0,047 |
| **Máx.** | 0,233 | 0,933 | 0,267 | 0,200 |

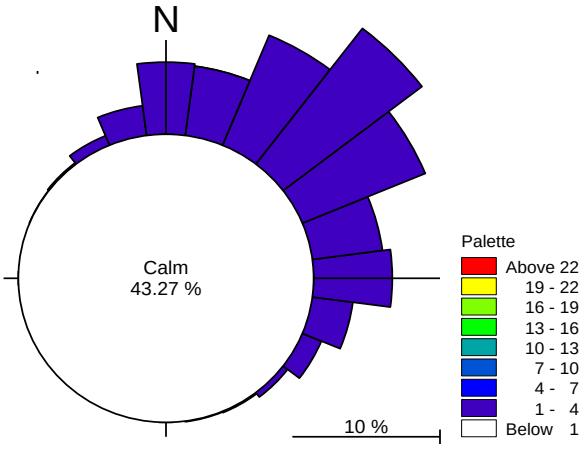


**Figura 44.** Rosa de viento a partir de estación meteorológica instalada en el lago Popetán el 2 de agosto del 2016.

### 4.2.7. Lago Huillinco

#### a) Análisis fisicoquímico de la columna de agua

De acuerdo a la clasificación de aguas en función de la salinidad (Parlamento Europeo, 2000), la columna de agua del lago Huillinco está compuesta por 4 categorías (Tabla 17). El primer estrato (entre 0 y 4 m de profundidad) se caracteriza por baja salinidad (2,4 PSU), incrementándose la salinidad a mayor profundidad, alcanzando valores considerados oligohalinos (25,5 PSU) en el estrato inferior del lago, estrato que corresponde al 52,7 % del volumen total del lago. Al igual que la salinidad, la conductividad aumenta en profundidad, alcanzando valores cercanos a 33.513 µs/cm.

**Tabla 17.** Características de salinidad y conductividad del lago Huillinco.

| Estrato (m) | Sal. PSU (promedio) | Categoría Salinidad | Características | km3/estrato | Volumen/categoría (%) | Rango Conductividad (µs/cm) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 0-4 | 2,4 | II | agua salobre oligohalina | 0,070 | 17,7 | 2429,7 - 3151,5 |
| 4-7 | 5,4 | III | agua salobre mesohalina | 0,044 | 11,1 | 3716,2 - 9632,4 |
| 7-14 | 14,5 | IV | agua salobre polihalina | 0,074 | 18,5 | 13534,3 - 20762,9 |
| 14-48 | 25,5 | V | agua mar oligohalina | 0,210 | 52,7 | 21498,1 - 33513,8 |

Los perfiles de temperatura, oxígeno y conductividad en el lago Huillinco evidenciaron una columna de agua estratificada en todas las estaciones (Figura 45), a excepción de las estaciones 100968 y 100616, que son estaciones menos profundas. La temperatura mostró una termoclina inversa, con temperaturas más bajas en superficie (~ 9 °C), para ir aumentando hacia el fondo, con valores cercanos a 13 °C. En relación al oxígeno, la capa superficial se mostró bien oxigenada, mientras que hacia el fondo disminuye con valores cercanos a 0 mg/L. En tanto, la conductividad es menor en superficie y posee un importante aumento en profundidad producto de la influencia marina.

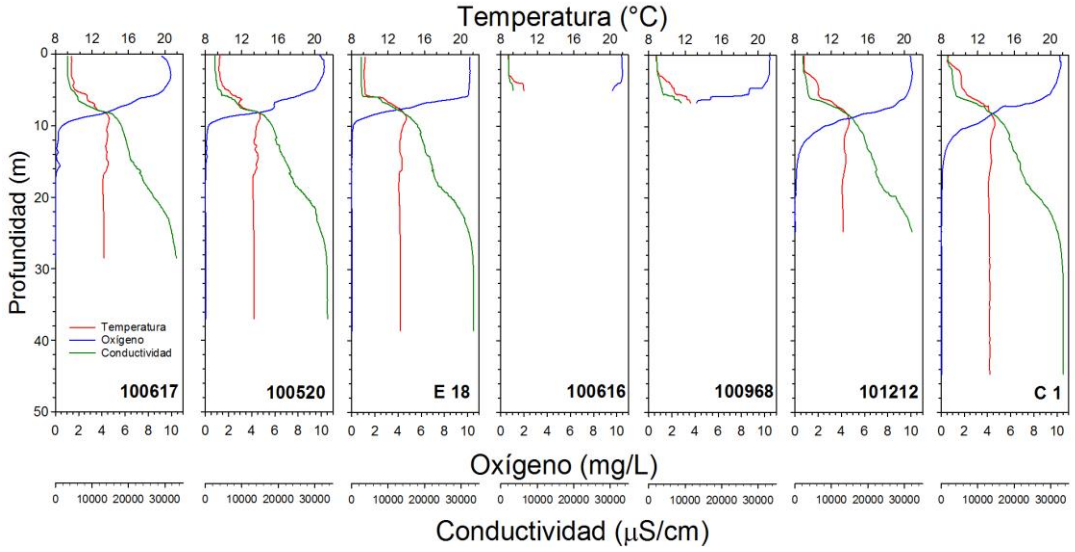


**Figura 45.** Perfiles de temperatura (°C), oxígeno (mg/L) y conductividad (µS/cm) en las estaciones en estudio del lago Huillinco, en invierno del 2016.

El nitrógeno registrado en la columna de agua del lago Huillinco evidenció concentraciones muy elevadas (Figura 46, Tabla 18 en Anexo), principalmente en el estrato profundo. En superficie las concentraciones de NT oscilaron entre 168,4 y 440,9 µg/L, mientras que en la capa más profunda se mostró un claro aumento, el NT varió entre 1082,3 y 8900,1 µg/L. El mayor componente del NT fue la fracción orgánica, en todas las estaciones y profundidades. El N-$NH_4$ también mostró elevadas concentraciones, principalmente en profundidad. En la mayoría de los casos las concentraciones de N-$NO_2$ estuvieron bajo el límite de detección (< 2 µg/L). En profundidad fue imposible medir concentraciones de N-$NH_4$ y N-$NO_3$ debido a interferencia en el análisis.

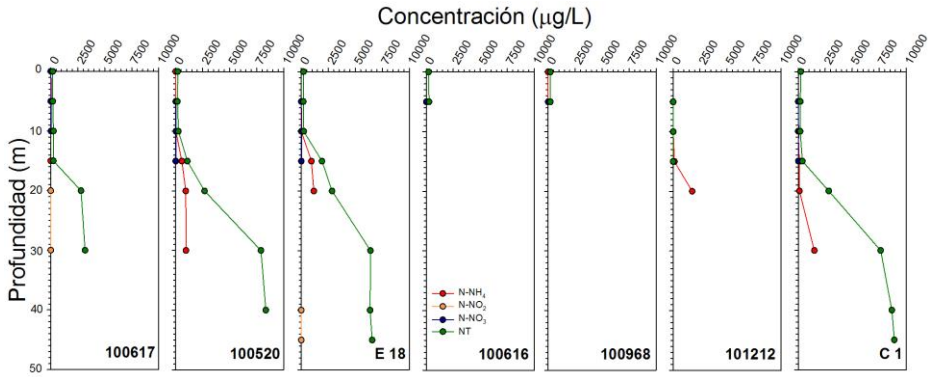


**Figura 46.** Concentraciones de N-$NH_4$ (µg/L), N-$NO_2$ (µg/L), N-$NO_3$ (µg/L) y NT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Huillinco, en invierno del 2016.

Los perfiles asociados al fósforo, al igual que los perfiles de los componentes nitrogenados, las concentraciones mostraron un claro aumento en profundidad (Figura 47, Tabla 18 del Anexo). En la capa superficial el PT varió entre 10,3 y 18,2 µg/L, mientras que en profundidad las concentraciones de PT fueron de 50,4 a 812,7 µg/L. El P-$PO_4$ presentó elevadas concentraciones, en la mayoría de los casos muy cercanas a las de PT. En superficie la concentración de P-$PO_4$ fueron de 1,6 a 3,8 µg/L, en tanto en profundidad las concentraciones oscilaron entre 17,5 y 280,6 µg/L.

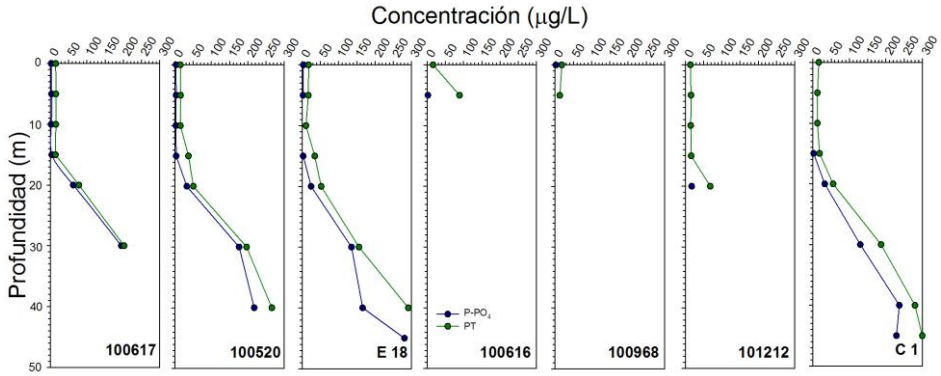


**Figura 47.** Concentraciones de P-$PO_4$ (µg/L) y PT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Huillinco, en invierno del 2016.

En el lago Huillinco las concentraciones de DOC variaron entre 3,2 a 11,5 mg/L (Figura 48), presentando elevadas concentraciones en los estratos más profundos. Por medio del modelo PARAFAC se identificaron 5 componentes fluorescentes, cuatro de ellos asociados a DOM alóctono (ácidos húmicos y fúlvicos) y uno relacionado a DOM autóctona (proteína). Al igual que las concentraciones de DOC, la fluorescencia aumentó con la profundidad. En todos los casos, la fluorescencia fue mayor para el componente alóctono, principalmente asociado a componentes húmicos.

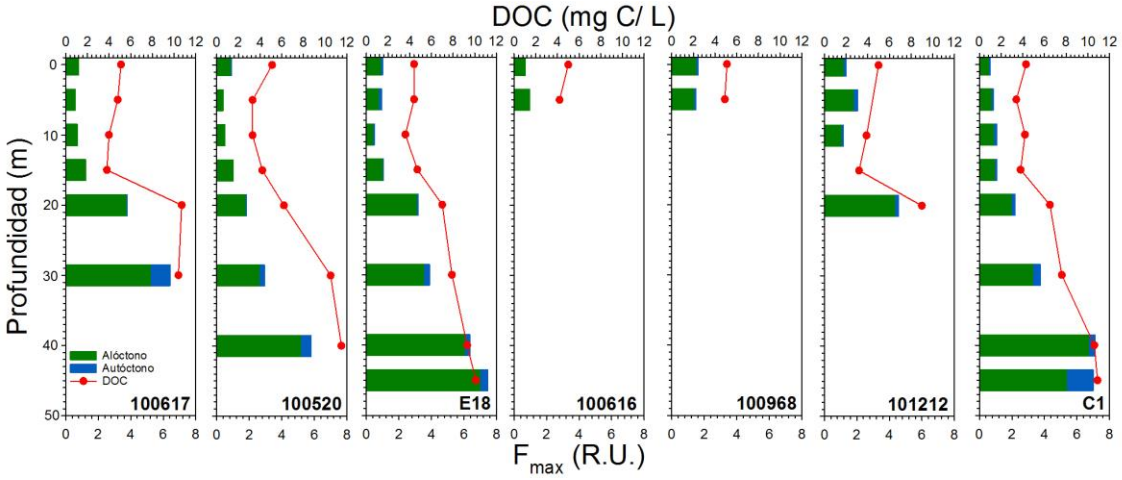


**Figura 48.** Concentraciones de DOC (mg/L) e intensidad de fluorescencia ($F_{max}$, R.U.) en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Huillinco, en invierno del 2016.

## b) Análisis biológico de la columna de agua

### Fitoplancton

Exclusivamente para el complejo "Lagos Huillinco y Cucao", en las estaciones de mayor profundidad, se muestrearon dos estratos en la columna de agua para extraer fitoplancton cuantitativo, el primer estrato entre superficie y 10 m, y el segundo estrato entre 11 y 40 m o 1 m sobre el fondo. De modo que fuera posible conocer posibles efectos de la haloclina sobre la distribución de abundancias de los fitoplanctontes.

Se observó diferencias en la abundancia total y composición fitoplanctónica entre las estaciones de muestreo. La densidad fitoplanctónica osciló entre 0 y 57.620 cél/L. Sin considerar C1 fondo donde no se observó abundancia numérica de organismos sino que solo organismos fitoplanctónicos presentes en las muestras cualitativas, los principales grupos taxonómicos que contribuyeron a la abundancia relativa dentro del lago fueron: las diatomeas entre 25 y 100 % presentes en todas las estaciones de muestreo, las charofitas presentaron abundancias entre 6 y 64 % salvo en la estación 100617 donde estuvieron presentes solo en las muestras cualitativas, las cianobacterias presentaron abundancia relativa significativa en las estaciones 100617 fondo, C1 superficie, 100616 y 100968 alcanzando en esta última estación un máximo de 26 % de abundancia relativa, así también de

manera más restringida se observaron clorofíceas en la estación C1 superficie con 10 % y dinofíceas en 100968 con 6 % (Figura 49).
Las estaciones 100617 y E18 presentaron mayor densidad celular en profundidad que en superficie. Los taxa más abundantes del fitoplancton fueron: las diatomeas; *Cyclotella meneghiniana, Chaetoceros sp., Diatoma moniliformis* y *Urosolenia eriensis,* y de las charofitas *Closterium acutum* fue la más representativa con abundancias relativas sobre un 15 % en 100617 fondo, C1 sup, 101212, 100968 y 100616, los taxa restantes de este grupo estuvieron solo presentes en los análisis cualitativos.
Aun cuando la abundancia de cianobacterias superó el 5 %, y alcanzó un 26 % de la abundancia relativa la especie *Dolichospermum flos-aque* en la estación 100968, la densidad celular baja con solo de 2.461 cél/L (Tabla 19 del Anexo).

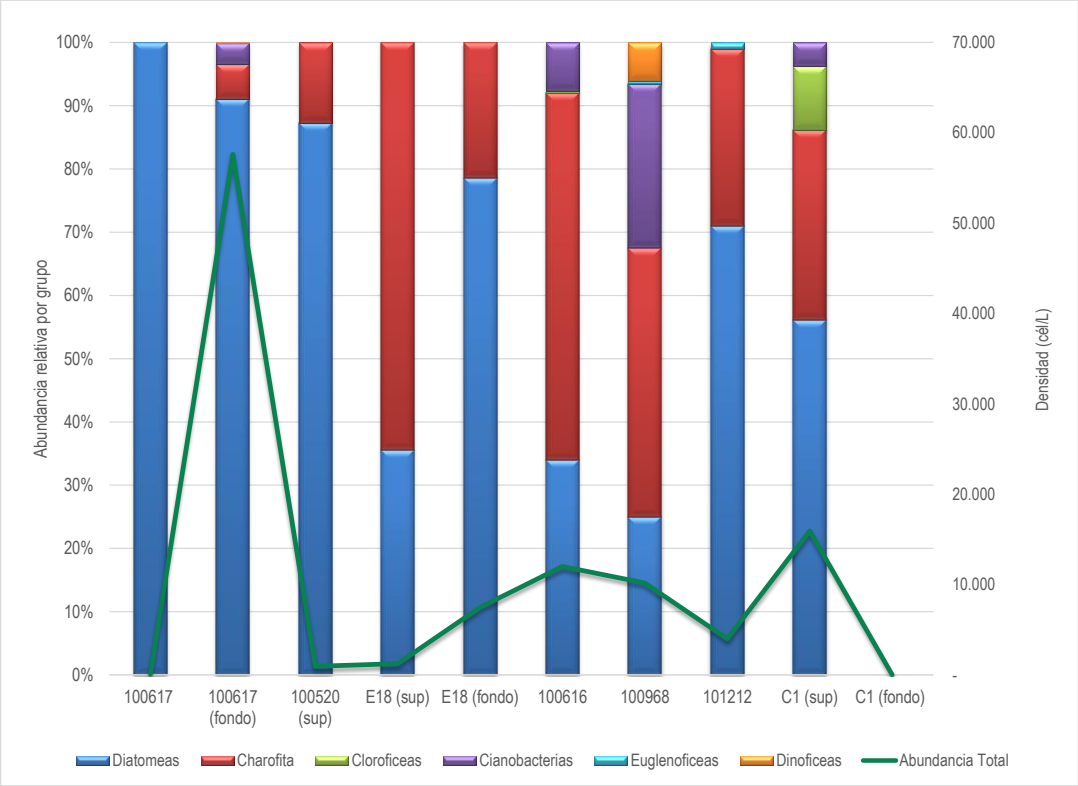


**Figura 49.** Abundancia relativa de fitoplancton por phylum (%), y densidad fitoplanctónica (cél/L) en estaciones de muestreo del lago Huillinco.

## Zooplancton

En el lago Huillinco durante invierno de 2016, se registraron 7 taxa junto con hembras ovígeras y estadios larvales "nauplii" de maxilípodos, la riqueza osciló entre 2 y 7 taxa, siendo la estación 100968 la que alcanzó la mayor riqueza de taxa y la estación 100520 la con menor riqueza y abundancia. La abundancia osciló entre 0,053 y 1,054 ind/L. La especie más representativa en

abundancia fue *T. diabolicus*. Así también se destaca la presencia en la mayor parte de las estaciones de muestreo larvas de poliqueto (Tabla 18).

**Tabla 18.** Abundancia zooplanctónica en estaciones de muestreo del lago Huillinco, en invierno de 2016.

| | | | | | Abundancia de zooplancton por estación de muestreo | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Lago Huillinco | | | | | 100617 | 100520 | E18 | C1 | 101212 | 100968 | 100616 |
| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L |
| Crustacea | Maxilopoda | Calanoida | Diaptomidae | *Tumeodiaptomus diabolicus* | 0,078 | 0,050 | 0,084 | 0,134 | 0,302 | 0,974 | 0,263 |
| | | | | *hembra con huevos* | 0 | 0 | 0 | 0,001 | 0,003 | 0,006 | 0,003 |
| | | Cyclopoida | Cyclopidae | *Mesocyclops araucanus* | 0 | 0 | 0,0004 | 0 | 0 | 0,006 | 0,010 |
| | | | | *Nauplius* | 0,002 | 0 | 0,002 | 0,002 | 0,001 | 0 | 0,010 |
| | Branchiopoda | Anomopoda | Bosminidae | *Bosmina (Linderobosmina) hagmanni* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,003 | 0,057 |
| Rotifera | Monogononta | Ploima | Brachionidae | *Keratella americana* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,006 | 0,010 |
| | | | | *Brachionus sp* | 0,001 | 0 | 0,001 | 0 | 0,001 | 0,022 | 0,003 |
| | | Gnesiotrocha | Filinidae | *Filinia longiseta* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,022 | 0,025 |
| Annelida | | | | *larva poliqueto* | 0,022 | 0,003 | 0,002 | 0,012 | 0,006 | 0,013 | 0 |
| | | | | **Abundancia Total (Ind/L)** | 0,102 | 0,053 | 0,089 | 0,150 | 0,312 | 1,054 | 0,380 |
| | | | | **Riqueza de Taxa** | 3 | 2 | 4 | 2 | 3 | 7 | 6 |

## c) Análisis fisicoquímico del sedimento

De acuerdo a la clasificación textural del sedimento estudiado en el lago Huillinco, se indica que está compuesto principalmente por arena y fango (Figura 50), asociándose las estaciones de mayor profundidad con mayor contribución de fango, como es el caso de las estaciones C1, E18, 101212, y 100617. Al contrario, el sedimento ubicado en las estaciones de menor profundidad registró mayor contribución de arena (centros 100968 y 100616).

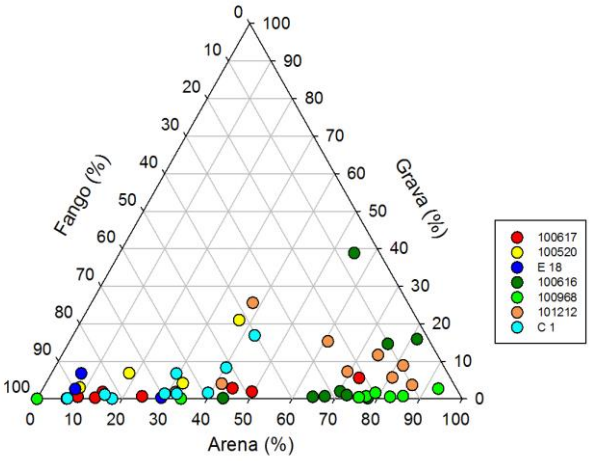


**Figura 50.** Clasificación textural del sedimento (fango, arena y grava) de las estaciones 100617, 100520, E18, 100616, 100968, 101212 y C1 en el lago Huillinco.

La materia orgánica fluctuó entre 7,8 y 45,7 %, mientras que el potencial redox varió entre -123,1 y 222,9 mV. El pH en general tendió a presentar valores neutros, mientras que el sulfuro registró

valores positivos, con tendencia a aumentar a mayor profundidad, registrándose valores de 3169,4 µM a 46 m de profundidad (Tabla 19).

**Tabla 19.** Porcentajes de materia orgánica total contenida en los primeros 3 cm del sedimento, además de variables físico químicas (redox, pH y sulfuro). Cada valor representa el promedio de 3 réplicas.

| Centro | Estación | Profundidad (m) | MO (%) | Redox (mV) | pH | Sulfuro (µM) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 100617 | 1 | 30 | 32,8 | -97,6 | 6,9 | 1739,1 |
| | 2 | 33 | 45,7 | -132,5 | 6,9 | 2511,1 |
| | 3 | 22 | 37,4 | -85,5 | 7,5 | 851,4 |
| 100520 | 1 | 20 | 33,7 | -87,0 | 7,2 | 1289,9 |
| | 2 | 20 | 36,9 | -92,6 | 7,1 | 434,4 |
| | 3 | 27 | 35,4 | -115,8 | 7,1 | 966,1 |
| E18 | 1 | 49 | 10,1 | -123,1 | 6,9 | 2577,3 |
| 100616 | 1 | 6 | 12,8 | 87,7 | 7,0 | 138,6 |
| | 2 | 4,5 | 11,5 | 153,1 | 6,7 | 61,1 |
| | 3 | 5 | 7,8 | 209,8 | 6,8 | 14,3 |
| 100968 | 1 | 7 | 16,6 | 167,4 | 7,0 | 148,6 |
| | 2 | 5,5 | 16,4 | 222,9 | 6,7 | 215,7 |
| | 3 | 9 | 40,1 | -85,0 | 7,2 | 733,9 |
| 101212 | 1 | 9 | 23,6 | 131,5 | 7,1 | 196,8 |
| | 2 | 10 | 30,7 | -49,3 | 7,3 | 745,5 |
| | 3 | 8,5 | 28,9 | 135,4 | 7,1 | 366,3 |
| C1 | 1 | 46 | 13,2 | -23,2 | 7,0 | 3169,4 |
| | 2 | 31 | 16,8 | 83,8 | 6,9 | 1715,9 |
| | 3 | 40 | 15,3 | -59,7 | 6,7 | 2814,3 |

### 4.2.8. Lago Cucao

#### a) Análisis fisicoquímico de la columna de agua

De acuerdo a la clasificación de aguas en función de la salinidad (Parlamento Europeo, 2000), el lago Cucao, similar a lo registrado en el lago Huillinco, presenta 4 categorías (Tabla 20). El primer estrato (entre 0 y 6 m de profundidad) se caracteriza por baja salinidad (en promedio 2,8 PSU), incrementándose la salinidad a mayor profundidad, alcanzando valores considerados oligohalinos (21,2 PSU) en el estrato inferior del lago (a 25 m de profundidad), estrato que corresponde al 20,1% del volumen total del lago. Al igual que la salinidad, la conductividad aumenta en profundidad, alcanzando valores cercanos a 26.917 µs/cm.

**Tabla 20.** Características de salinidad y conductividad del lago Cucao.

| Estrato (m) | Sal. PSU (promedio) | Categoría Salinidad | Características | km3/estrato | Volumen/categoría (%) | Rango Conductividad (µs/cm) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 0-6 | 2,8 | II | agua salobre oligohalina | 0,062 | 40,7 | 2951 - 3421 |
| 6-8 | 6,4 | III | agua salobre mesohalina | 0,019 | 12,3 | 4595 - 10096 |
| 8-13 | 14,3 | IV | agua salobre polihalina | 0,041 | 27,0 | 13667 - 21320 |
| 13-26 | 21,2 | V | agua mar oligohalina | 0,030 | 20,1 | 23269 - 26917 |

El lago Cucao, al igual que el lago Huillinco, posee una columna de agua estratificada para temperatura, oxígeno y conductividad (Figura 51). Los perfiles de temperatura evidenciaron una termoclina inversa en todas las estaciones, a excepción de la estación E3 que es muy somera. La temperatura en superficie fue cercana a ~ 9 °C, alcanzando ~ 13 °C en profundidad. El oxígeno en superficie posee valores cercanos a 10 mg/L, para comenzar a disminuir cerca de los 7 m, alcanzando valores muy bajos en profundidad. El perfil de conductividad muestra un incremento en profundidad debido a la influencia de agua marina.

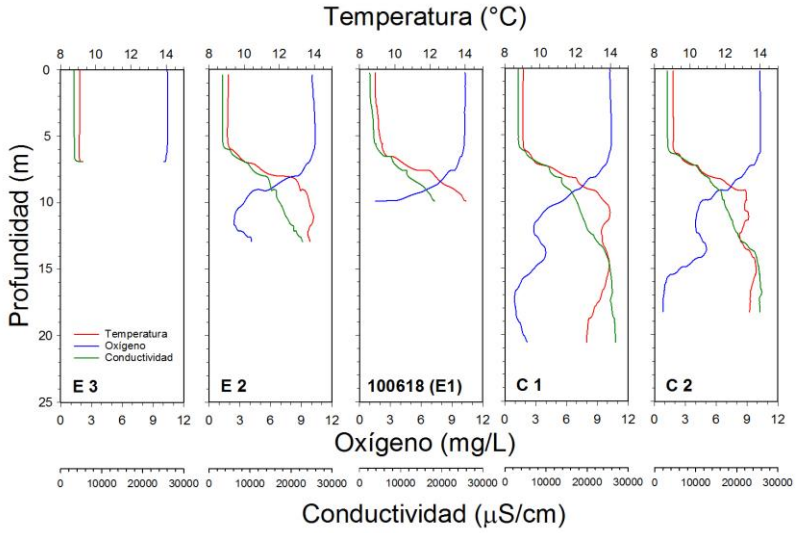


**Figura 51.** Perfiles de temperatura (°C), oxígeno (mg/L) y conductividad (µS/cm) en las estaciones en estudio del lago Cucao, en invierno del 2016.

El NT fue mayoritariamente homogéneo en la columna de agua (Figura 52, Tabla 20 del Anexo), con concentraciones que van de 138,3 a 167,5 µg/L. El mayor componente del NT lo conformó la fracción orgánica. El N-$NH_4$ se encontró mayoritariamente bajo el límite de detección (< 3 µg/L), en el estrato más profundo de las estaciones E3, C1 y E2 se registraron mayores concentraciones de N-$NH_4$ (3,2 a 6,9 µg/L). El N-$NO_2$ en todos los casos se encontró bajo el límite de detección (< 2 µg/L). Las concentraciones de N-$NO_3$ estuvieron bajo el límite de detección en la mayoría de los puntos en el estrato superficial, mientras que en profundidad la concentración osciló entre 1,7 a 71,8 µg/L.

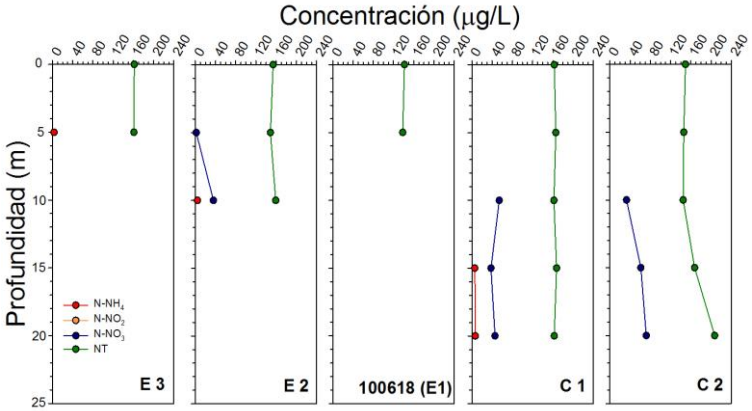


**Figura 52.** Concentraciones de N-$NH_4$ (µg/L), N-$NO_2$ (µg/L), N-$NO_3$ (µg/L) y NT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Cucao, en invierno del 2016.

Las concentraciones de PT oscilaron entre 10,2 y 36,04 µg/L (Figura 53, Tabla 20 del Anexo), tendientes a aumentar en profundidad en las estaciones más profundas (C1 y C2). En tanto el P-$PO_4$ osciló entre 1,8 y 5,5 µg/L, presentando algunas profundidades concentraciones bajo el límite de detección.

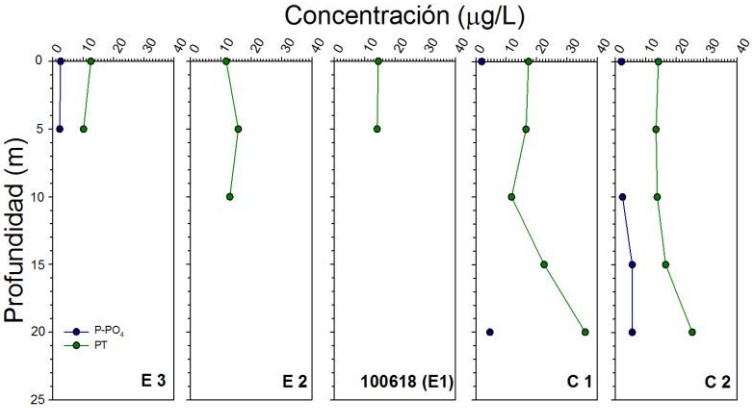


**Figura 53.** Concentraciones de P-$PO_4$ (µg/L) y PT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Cucao, en invierno del 2016.

Las concentraciones de DOC oscilaron entre 2,7 y 5 mg/L (Figura 54), en las estaciones más profundas se evidenció una tendencia de disminuir en profundidad. Por medio del modelo validado por PARAFAC se identificaron cinco componentes fluorescentes, de los cuales cuatro constituyentes se encuentran asociados a DOM de origen alóctona (ácidos húmicos y fúlvicos) y uno a DOM de origen alóctono (proteína). En todos los casos la DOM estuvo compuesta principalmente por constituyentes alóctonos, en su mayoría por ácidos húmicos.

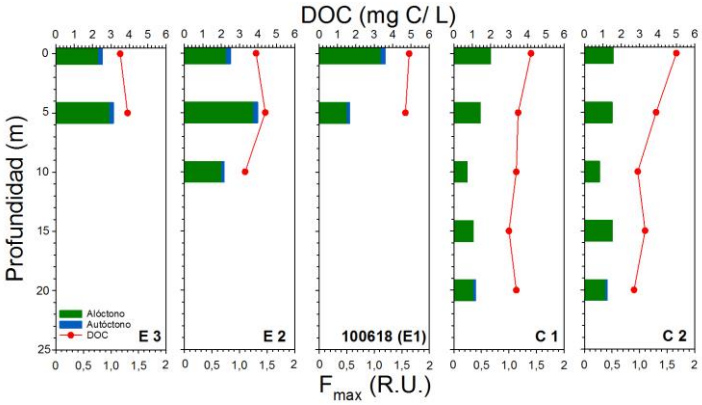


**Figura 54.** Concentraciones de DOC (mg/L) e intensidad de fluorescencia ($F_{max}$, R.U.) en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Cucao, en invierno del 2016.

## b) Análisis biológico de la columna de agua

### Fitoplancton

En el lago Cucao las densidades oscilaron entre 18.123 y 47.431 cél/L. Aun cuando la densidad fue variable entre las estaciones de muestreo, la distribución de abundancias de taxa fue similar, siendo las diatomeas el grupo más abundante con más de un 70% de la abundancia por estación, las charofitas y cianobacterias contribuyeron en similar proporción, entre un 6 y 16% y 5 y 20% de la abundancia total por estación de muestreo respectivamente, por otro lado las clorofíceas estuvieron exclusivamente en la estación control C2 (Figura 55). La riqueza de taxa por grupo observada en este lago fue la siguiente: 11 diatomeas, 1 charofita, 1 clorofícea y 1 cianobacteria. Se observó dominancia de las diatomeas, pero también cobraron importancia: las charofitas, de ellas el desmido *Closterium acutum* y la cianobacteria *Dolichospermum aff flos-aquae* (Tabla 21 del Anexo).

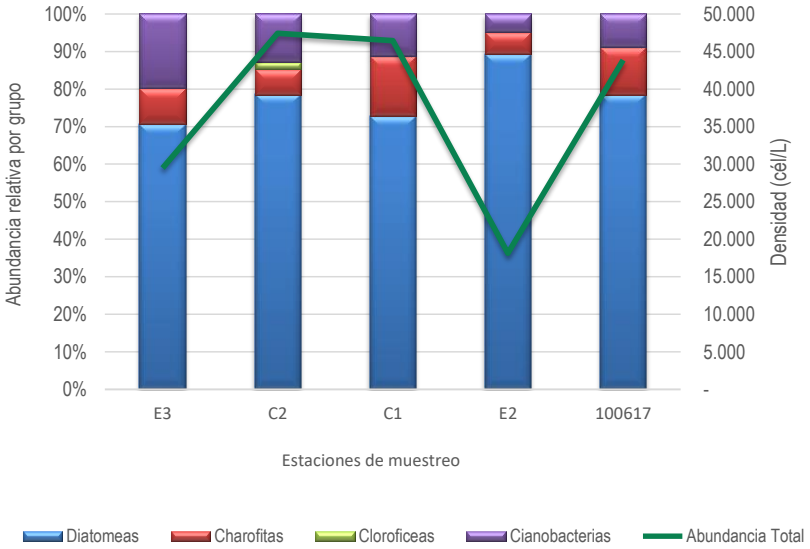


**Figura 55.** Abundancia relativa de fitoplancton por phylum (%), y densidad fitoplanctónica (cél/L) en estaciones de muestreo del lago Cucao.

## Zooplancton

En el lago Cucao, en el invierno de 2016 se registró una riqueza de 5 taxa, oscilando entre las estaciones de muestreo entre 2 y 4 taxa. El taxa más abundante fue *T. diabolicus*. La abundancia fue baja, oscilando entre 0,028 y 0,321 ind/L. Se destaca la presencia de larvas de poliqueto en tres de las cinco estaciones. No se observaron hembras con huevos, ni nauplii (Tabla 21).

**Tabla 21.** Abundancia zooplanctónica en estaciones de muestreo del lago Cucao en invierno de 2016.

| | | | | | Abundancia de zooplancton por estación de muestreo | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Lago Cucao | | | | | E3 | C2 | C1 | E2 | E1(100618) |
| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L |
| Crustacea | Maxilopoda | Calanoida | Centropagidae | *Boeckella gracilipes* | 0 | 0,002 | 0 | 0 | 0 |
| | | | Diaptomidae | *Tumeodiaptomus diabolicus* | 0,277 | 0,019 | 0,075 | 0,094 | 0,074 |
| Rotifera | Monogonont. | Ploima | Brachionidae | *Brachionus sp* | 0,025 | 0,002 | 0,009 | 0,030 | 0 |
| | | Gnesiotrocha | Filinidae | *Filinia longiseta* | 0,010 | 0,001 | 0 | 0 | 0,011 |
| Annelida | | | | larva poliqueto | 0,010 | 0,004 | 0,015 | 0 | 0 |
| | | | | **Abundancia Total (Ind/L)** | 0,321 | 0,028 | 0,099 | 0,124 | 0,085 |
| | | | | **Riqueza de Taxa** | 4 | 5 | 3 | 2 | 2 |

## c) Análisis fisicoquímico del sedimento

De acuerdo al análisis textural del sedimento estudiado en el lago Cucao, éste se compuso mayoritariamente por arena y fango, con escasa participación de grava (Figura 56). En detalle podemos observar que la estación 3 está compuesta principalmente de arena, mientras que la estación 2 por grava y fango, y la estación 1 por arena-fango-grava.

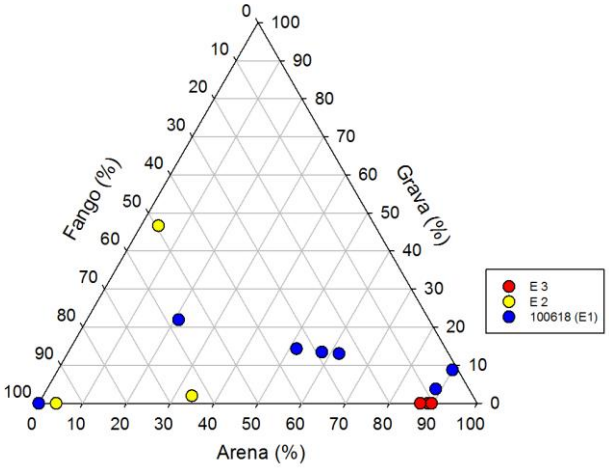


**Figura 56.** Clasificación textural del sedimento (fango, arena y grava) de las estaciones E3, E2 y 100618 (E1), en el lago Cucao.

De la Tabla 22 se desprende que: la materia orgánica fluctuó entre 2 y 36,2 %, el potencial redox presentó valores positivos, el pH fue mayoritariamente neutro, y las concentraciones de sulfuro variaron entre 2,8 a 509,7 µM.

**Tabla 22.** Porcentajes de materia orgánica total contenida en los primeros 3 cm del sedimento, además de variables físico químicas (redox, pH y sulfuro). Cada valor representa el promedio de 3 réplicas.

| Centro | Estación | Profundidad (m) | MO (%) | Redox (mV) | pH | Sulfuro (µM) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| E3 | 1 | 14 | 2,0 | 350,1 | 6,9 | 2,8 |
| | 2 | 12 | 13,7 | 41,5 | 7,4 | 509,7 |
| | 3 | 14 | 24,8 | 38,5 | 7,6 | 291,0 |
| E2 | 1 | 6 | 34,8 | 238,2 | 7,1 | 202,6 |
| | 2 | 13,5 | 36,2 | 275,8 | 7,2 | 309,1 |
| | 3 | 18,5 | 28,4 | 403,5 | 7,5 | 920,8 |
| 100618 (E1) | 1 | 16 | 23,6 | 186,8 | 6,8 | 226,2 |
| | 2 | 13,5 | 28,0 | 214,1 | 7,5 | 369,8 |
| | 3 | 18 | 29,0 | 167,7 | 7,3 | 379,2 |

### 4.2.9. Lago Tarahuín

#### a) Análisis fisicoquímico de la columna de agua

En el lago Tarahuín los perfiles de temperatura y oxígeno fueron mayoritariamente homogéneos (Figura 57). Los valores de temperatura oscilaron entre 11,2 y 11,6 °C. Las concentraciones de oxígeno variaron entre 8 y 8,7 mg/L en las estaciones 100436 y 100521, mientras que en la estación C1, cerca de los 19 m, la concentración de oxígeno comenzó a descender hasta 6,2 mg/L.

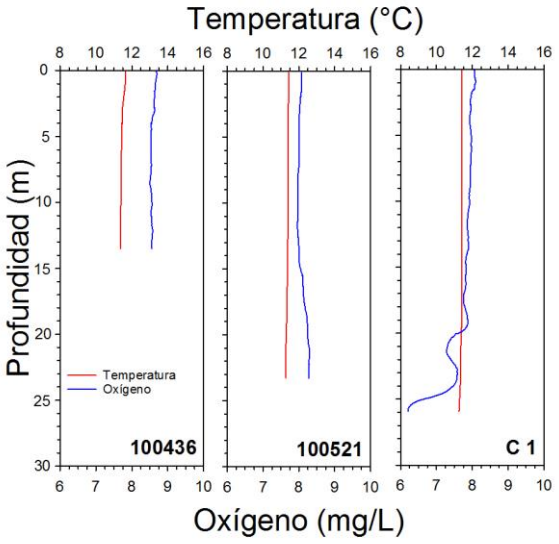


**Figura 57.** Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en las estaciones en estudio del lago Tarahuín, en otoño del 2016.

El NT mostró una tendencia a aumentar su concentración en profundidad (Figura 58, Tabla 22 del Anexo), principalmente en las estaciones 100521 y C1, que son las estaciones más profundas. El mayor componente del NT es el nitrógeno orgánico. El N-$NH_4$ osciló entre 3,1 y 23,4 µg/L, con mayores concentraciones en profundidad. El N-$NO_2$ en todos los casos se encontró bajo el límite de detección. Las concentraciones de N-$NO_3$ fueron de 9,6 a 20,06 µg/L, sin mostrar un patrón claro en la columna de agua.

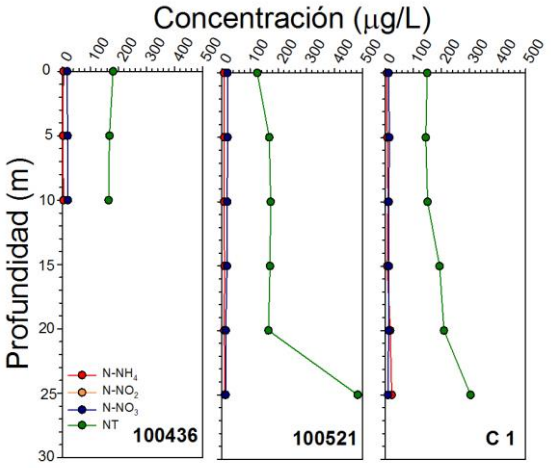


**Figura 58.** Concentraciones de N-$NH_4$ (µg/L), N-$NO_2$ (µg/L), N-$NO_3$ (µg/L) y NT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Tarahuín, en otoño del 2016.

Las concentraciones de PT en la columna de agua del lago Tarahuín fueron de 12,4 a 282,03 µg/L (Figura 59, Tabla 22 del Anexo). El PT mostró un patrón similar al NT, un aumento en profundidad, dado principalmente por la medición a 25 m. En tanto las concentraciones de P-$PO_4$ fueron de 2,4 a 7,8 µg/L.

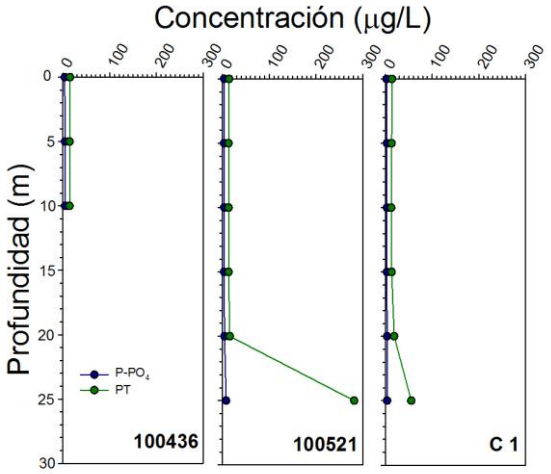


**Figura 59.** Concentraciones de P-$PO_4$ (µg/L) y PT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Tarahuín, en otoño del 2016.

En el lago Tarahuín las concentraciones de DOC fueron de 3,3 a 4,9 mg/L (Figura 60), su dinámica fue variable a través de la columna de agua y sus estaciones. Por medio del análisis de fluorescencia se identificaron 5 componentes, cuatro componentes relacionados con DOM alóctona, tres componentes de tipo húmico y uno de tipo fúlvicos. Mientras que uno de los componentes identificados es asociado a DOM autóctono, que es de tipo proteico. En general, la mayor fluorescencia de la DOM es de origen alóctono en todas las estaciones y profundidades.

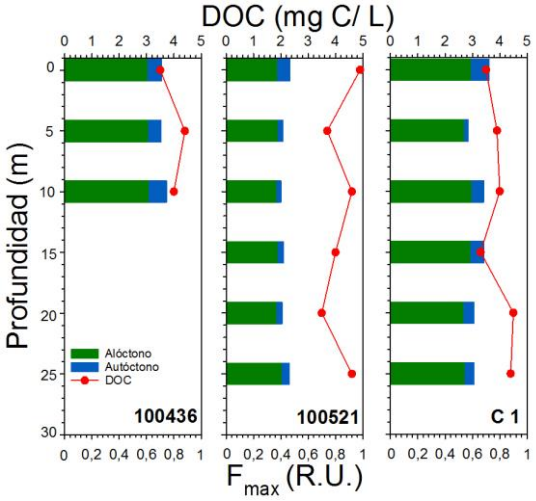


**Figura 60.** Concentraciones de DOC (mg/L) e intensidad de fluorescencia ($F_{max}$, R.U.) en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Tarahuín, en otoño del 2016.

## b) Análisis biológico de la columna de agua

### Fitoplancton

En el lago Tarahuín la densidad fluctuó entre 98.176 y 206.153 cél/L en las estaciones de muestreo, las diatomeas son el grupo dominante en las tres estaciones de muestreo del lago, solo en la estación 100436 se observó una abundancia relativa significativa de cianobacterias y de dinofíceas (Figura 61). Se observaron 19 taxa de los cuales 9 fueron diatomeas, 4 clorofíceas, 3 charofitas, 1 cianobacteria, 1 criptofícea y 1 dinofícea. El grupo más abundante y diverso fueron las diatomeas con abundancia relativa mayor a 80 %. Las grandes diatomeas, *Aulacoseira granulata* y *Aulacoseria varians,* fueron las especies más abundantes en el lago Tarahuín, cobrando además importancia las cianobacterias *Dolichospermum aff flos-aque* y los dinoflagelados en la estación 100436 (Figura 61, Tabla 23 del Anexo).

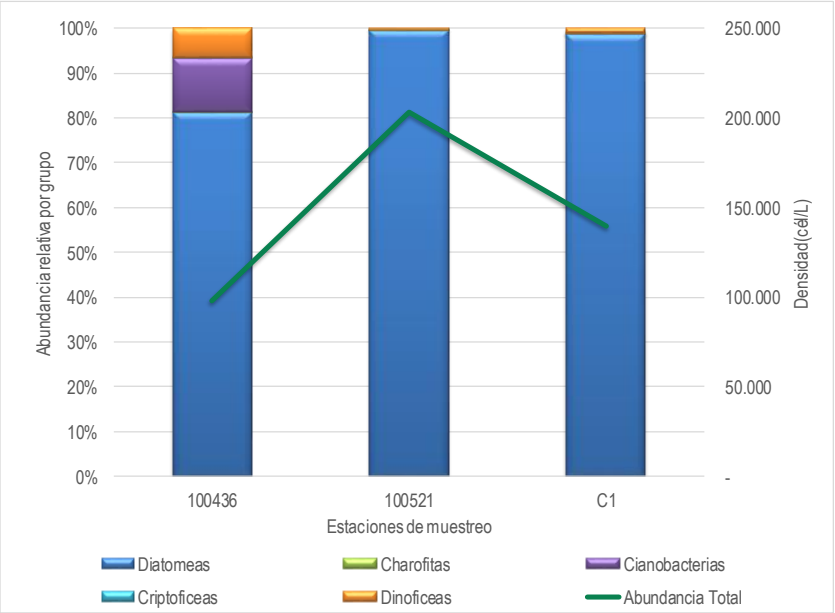


**Figura 61.** Abundancia relativa de fitoplancton por phylum (%), y densidad fitoplanctónica (cél/L) en estaciones de muestreo del lago Tarahuín.

## Zooplancton

En el lago Tarahuín durante el otoño tardío de 2016, se registraron 8 taxa, con riqueza entre 5 a 7 taxa dentro de las estaciones de muestreo. La abundancia osciló entre 1,052 y 2,045 ind/L, siendo las especies más abundantes y representativas *T. diabolicus* y *B. hagmanni*, junto con los estadios nauplii de los crustáceos maxilípodos (Tabla 23).

**Tabla 23.** Abundancia zooplanctónica en estaciones de muestreo del lago Tarahuín, en otoño tardío de 2016.

| | | | | | Abundancia de zooplancton por estación de muestreo | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Lago Tarahuín | | | | | C1 | 100436 | 100521 |
| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | Ind/L | Ind/L | Ind/L |
| Crustacea | Maxilopoda | Calanoida | Diaptomidae | *Tumeodiaptomus diabolicus* | 0,288 | 1,035 | 0,917 |
| | | | | *hembra con huevos* | 0,005 | 0,025 | 0,037 |
| | | | | *Mesocyclops araucanus* | 0,046 | 0,008 | 0,056 |
| | | Harpacticoida | Canthocamptidae | *Nauplius* | 0,121 | 0,247 | 0,131 |
| | Branchiopoda | Anomopoda | Bosminidae | *Bosmina (Linderobosmina) hagmanni* | 0,331 | 0,161 | 0,417 |
| | | | Chydoridae | *Alonella sp* | 0 | 0,002 | 0 |
| Rotifera | Monogononta | Ploima | Brachionidae | *Keratella americana* | 0,024 | 0,046 | 0,399 |
| | | | Asplanchnidae | *Asplanchna sp* | 0,002 | 0 | 0,002 |
| | | Gnesiotrocha | Conochilidae | *Conochilus unicornis* | 0,002 | 0 | 0 |
| | | Gnesiotrocha | Filinidae | *Filinia longiseta* | 0,234 | 0 | 0,088 |
| | | | | **Abundancia Total (Ind/L)** | 1,052 | 1,523 | 2,045 |
| | | | | **Riqueza de Taxa** | 7 | 5 | 6 |

## c) Análisis fisicoquímico del sedimento

La composición textural del sedimento estudiado en el lago Tarahuín estuvo compuesta principalmente por fango y arena (Figura 62).

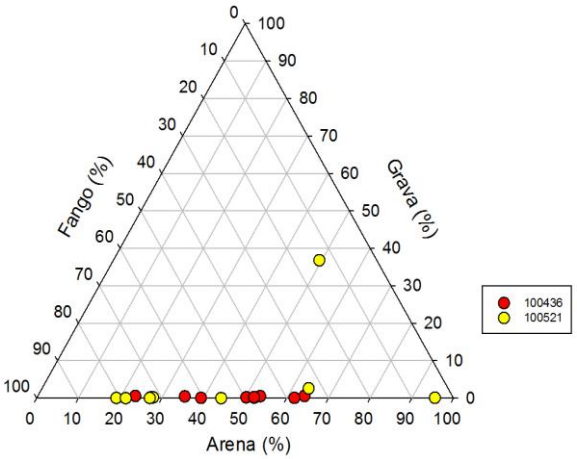


**Figura 62.** Clasificación textural del sedimento (fango, arena y grava) de las estaciones 100436 y 100521, en el lago Tarahuín.

La materia orgánica en el sedimento fluctuó entre 18,9 y 26,4 %, mientras que el potencial óxido reducción presentó valores positivos (116,8 a 193,1 mV). El pH registró valores neutros, y el sulfuro concentraciones positivas, menores a 100 µM (Tabla 24).

**Tabla 24.** Porcentajes de materia orgánica total contenida en los primeros 3 cm del sedimento, además de variables físico químicas (redox, pH y sulfuro). Cada valor representa el promedio de 3 réplicas.

| Centro | Estación | Profundidad (m) | MO (%) | Redox (mV) | pH | Sulfuro (µM) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 100436 | 1 | 15 | 18,9 | 116,8 | 7,2 | 33,7 |
| | 2 | 13 | 21,4 | 193,1 | 6,9 | 34,3 |
| | 3 | 12 | 21,0 | 127,7 | 7,1 | 14,8 |
| 100521 | 1 | 13 | 26,4 | 136,8 | 7,0 | 21,5 |
| | 2 | 18 | 22,0 | 177,9 | 7,0 | 48,4 |
| | 3 | 18 | 21,2 | 194,3 | 7,2 | 97,8 |

### 4.2.10. Lago Natri

#### a) Análisis fisicoquímico de la columna de agua

Los perfiles de temperatura y oxígeno evidenciaron una columna de agua estratificada, sin formación de termoclina (Figura 63), a excepción de la estación 100427. La temperatura y oxígeno fueron relativamente homogéneos hasta 25 – 27 m de profundidad, descendiendo posteriormente hacia el fondo.

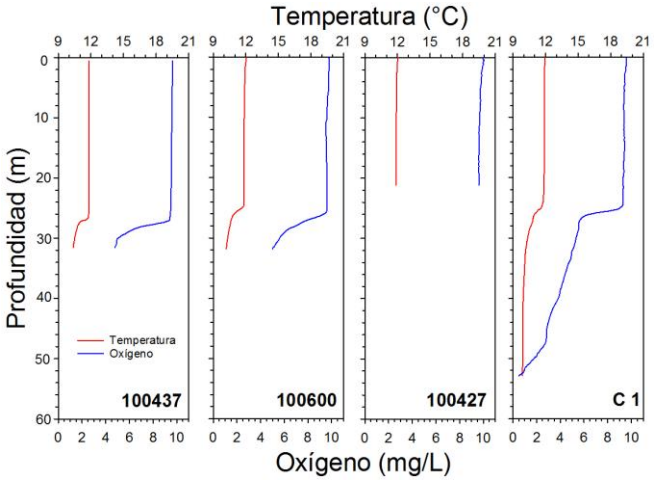


**Figura 63.** Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en las estaciones en estudio del lago Natri, en otoño del 2016.

El NT en la columna de agua del lago Natri fue de 138,1 a 506 µg/L (Figura 64, Tabla 24 del Anexo), aumentando las concentraciones en profundidad. El NT estuvo conformado mayoritariamente por nitrógeno orgánico, a excepción de las estaciones C1 y 100600, que en profundidad su mayor constituyente fue el N-$NO_3$. El N-$NH_4$ presentó mayoritariamente concentraciones menores a 6,7 µg/L, sin embargo, en profundidad de la estación C1 se evidenciaron concentraciones de 39,1 y 100,04 µg/L a 50 y 55 m, respectivamente. Las concentraciones de N-$NO_3$ fueron de 11,6 a 289,8 µg/L.

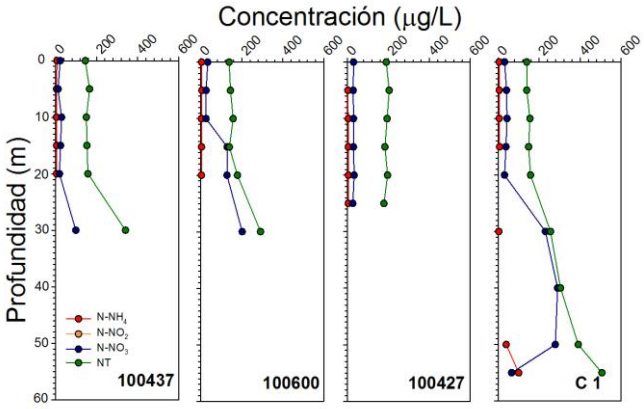


**Figura 64.** Concentraciones de N-$NH_4$ (µg/L), N-$NO_2$ (µg/L), N-$NO_3$ (µg/L) y NT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Natri, en otoño del 2016.

Las concentraciones de PT se mostraron relativamente homogéneas hasta ~25m (5,6 – 8,2 µg/L) (Figura 65, Tabla 24 del Anexo), y posteriormente evidenciaron un claro aumento (11,9 – 136,4 µg/L), principalmente en la estación C1, que es la estación más profunda. Las concentraciones de P-$PO_4$ fueron de 1,6 a 6,6 µg/L, sin embargo, se registraron varias profundidades con concentraciones bajo el límite de detección.

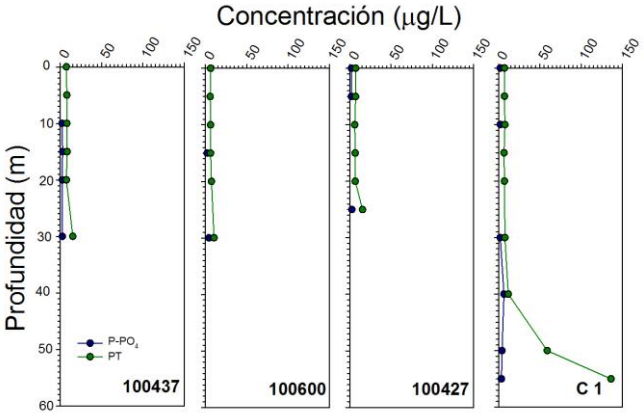


**Figura 65.** Concentraciones de P-$PO_4$ (µg/L) y PT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Natri, en otoño del 2016.

En el lago Natri las concentraciones de DOC oscilaron en un reducido rango (entre 3,1 y 3,5 mg/L) (Figura 66), evidenciando una columna de agua homogénea en todas las estaciones. El análisis de PARAFAC permitió identificar 5 componentes fluorescentes de DOM, cuatro componentes alóctonos asociados a ácidos húmicos y fúlvicos, y un componente de DOM tipo proteína (DOM autóctono). A pesar que el componente alóctono predominó en la mayoría de los casos, el componente autóctono posee gran importancia en el DOM, inclusive en algunas profundidades el DOM autóctono fue superior al alóctono.

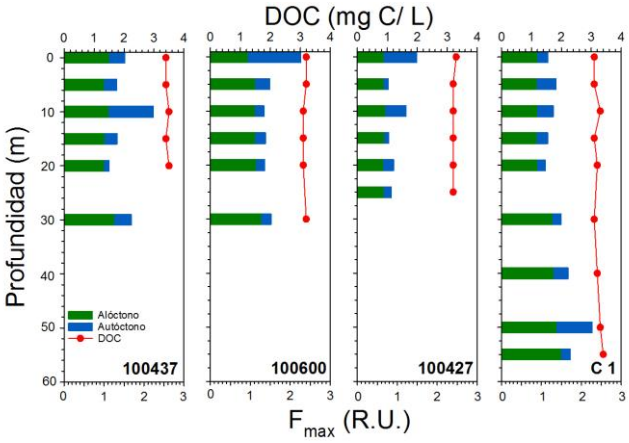


**Figura 66.** Concentraciones de DOC (mg/L) e intensidad de fluorescencia ($F_{max}$, R.U.) en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Natri, en otoño del 2016.

## b) Análisis biológico de la columna de agua

### Fitoplancton

En el lago Natri, la densidad fitoplanctónica fluctuó entre 1.048.200 y 1.701.525 cél/L, siendo las diatomeas las que contribuyeron entre un 93 y 100 % a la abundancia total por estación de muestreo, en menor medida pero con abundancia relativa de un 6 % aportaron las cianobacterias en la estación 100427, con un 1 % contribuyeron: las charofitas en la estación C1, y las clorofíceas en

100427 y 100437 (Figura 67). Así también presentó una alta riqueza de taxa (22 taxa), oscilando entre 12 a 15 taxa por estación de muestreo (Tabla 25 del Anexo). La riqueza de taxa por grupo registrada en este lago fue la siguiente: 8 diatomeas, 7 clorofíceas, 3 charofitas, 1 criptofícea, 1 dinoflagelado, 1 cianobacteria y 1 rodofita. Las diatomeas dominantes fueron: *Tabellaria sp* sobre el 50 %, y co-dominado por *Fragilaria sp* en torno al 15 %. Solo en la estación 100427 se registró la cianobacteria *Pseudoanabaena sp* (Tabla 25 del Anexo).

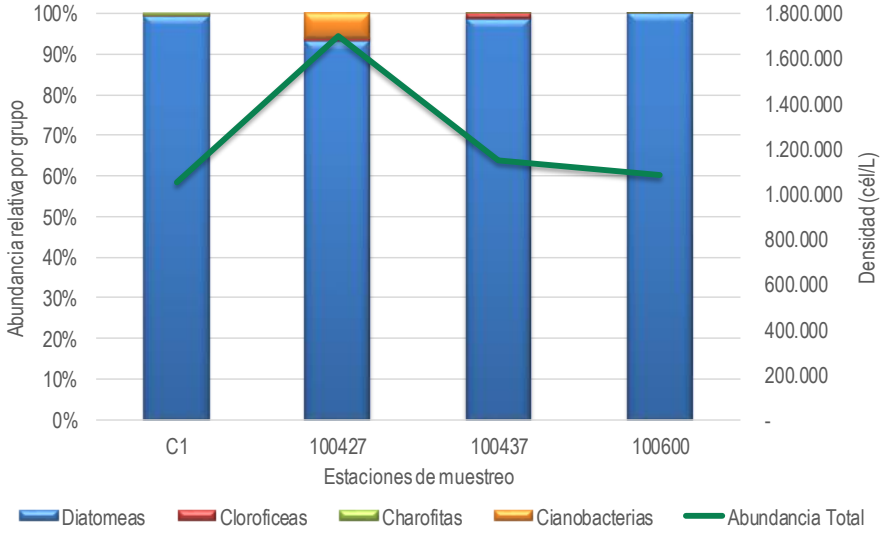


**Figura 67.** Abundancia relativa de fitoplancton por phylum (%), y densidad fitoplanctónica (cél/L) en estaciones de muestreo del lago Natri.

## Zooplancton

En el lago Natri durante el otoño tardío de 2016 se registraron 6 taxa, entre las estaciones de muestreo, este valor varió entre 4 y 6. La abundancia osciló entre 0,049 y 0,264 ind/L, si bien la abundancia fue baja, la mayor se registró en la estación control C1. Las mayores abundancias fueron registradas en la clase maxilipoda, taxa *T. diabolicus* y *M. araucanus* (Tabla 25).

**Tabla 25.** Abundancia zooplanctónica en estaciones de muestreo del lago Natri en otoño tardío de 2016.

| | | | | | Abundancia de zooplancton por estación de muestreo | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Lago Natri | | | | | C1 | 100427 | 100437 | 100600 |
| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L |
| Crustacea | Maxilopoda | Calanoida | Diaptomidae | *Tumeodiaptomus diabolicus* | 0,015 | 0,112 | 0,007 | 0,031 |
| | | Cyclopoida | Cyclopidae | *Mesocyclops araucanus* | 0,246 | 0,014 | 0,024 | 0,014 |
| | | | | *Tropocyclops prasinus* | 0 | 0 | 0,018 | 0 |
| | | Harpacticoida | Canthocamptidae | *Antarctobiotus sp* | 0,0004 | 0,002 | 0,002 | 0,003 |
| | | | | *harpacticoide no ident.* | 0,002 | 0 | 0,027 | 0 |
| | | | | Nauplius | 0 | 0,060 | 0,015 | 0 |
| | Branchiopoda | Anomopoda | Chydoridae | *Pleuroxus sp* | 0,0004 | 0 | 0 | 0,001 |
| | | | | **Abundancia Total (Ind/L)** | 0,264 | 0,187 | 0,092 | 0,049 |
| | | | | **Riqueza de Taxa** | 5 | 3 | 5 | 4 |

### c) Análisis fisicoquímico del sedimento

El sedimento estudiado en el lago Natri estuvo compuesto mayoritariamente por arena y fango. En la Figura 68 se aprecia la conformación de dos grupos principalmente, por un lado la estación 100427 con mayor contribución de arena, mientras que la estación 100437 se compuso principalmente por fango-arena.

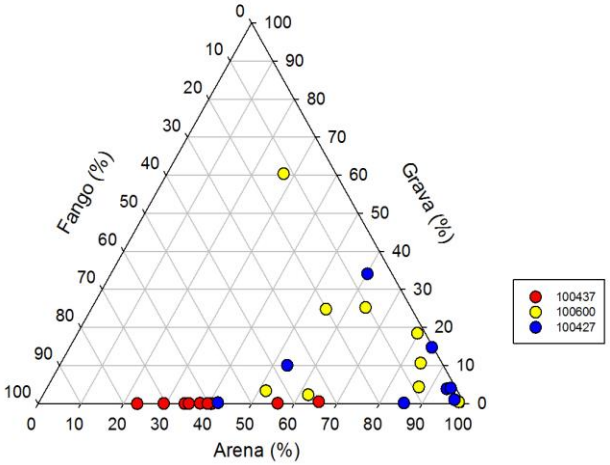


**Figura 68.** Clasificación textural del sedimento (fango, arena y grava) de las estaciones 100437, 100600 y 100427, en el lago Natri.

La materia orgánica fluctuó entre 2,5 a 35,1 %, registrándose los mayores porcentajes en la estación 100437 (35,1 %). El potencial óxido reductor varió entre 189,9 y 279,4 mV; el pH tendió a valores neutros; y el sulfuro registró valores positivos entre 9,4 y 67,5 µM (Tabla 26).

**Tabla 26.** Porcentajes de materia orgánica total contenida en los primeros 3 cm del sedimento, además de variables físico químicas (redox, pH y sulfuro). Cada valor representa el promedio de 3 réplicas.

| Centro | Estación | Profundidad (m) | MO (%) | Redox (mV) | pH | Sulfuro (µM) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 100437 | 1 | 25 | 33,1 | 205,8 | 6,5 | 61,9 |
| | 2 | 18 | 35,1 | 219,9 | 6,6 | 30,2 |
| | 3 | 19 | 32,7 | 232,1 | 6,7 | 23,8 |
| 100600 | 1 | 32 | 8,6 | 223,0 | 6,8 | 16,0 |
| | 2 | 24 | 13,5 | 255,5 | 6,8 | 19,6 |
| | 3 | 17 | 7,8 | 279,4 | 6,7 | 9,4 |
| 100427 | 1 | 23 | 11,1 | 236,3 | 6,7 | 41,1 |
| | 2 | 11 | 2,5 | 233,1 | 6,5 | 28,1 |
| | 3 | | 15,7 | 189,9 | 6,6 | 67,5 |

### 4.2.11. Lago Tepuhueico

#### a) Análisis fisicoquímico de la columna de agua

En el lago Tepuhueico los perfiles de temperatura y oxígeno mostraron una columna de agua homogénea (Figura 69), con valores de temperatura de ~ 8,8 °C y concentraciones de oxígeno de ~9,9 mg/L.

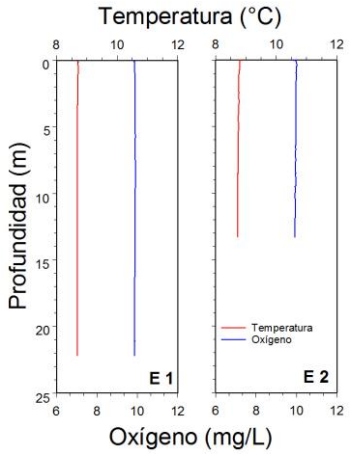


**Figura 69.** Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en las estaciones en estudio del lago Tepuhueico, en invierno del 2016.

El NT fue relativamente homogéneo en la columna de agua (183 a 203,5 µg/L) (Figura 70, Tabla 26 del Anexo), presentando un máximo en el estrato más profundo con 754,2 y 511,8 µg/L en las estaciones E1 y E2, respectivamente. El NT se encontró conformado principalmente por nitrógeno orgánico en todas las profundidades. El N-$NO_2$ en todas las profundidades estuvo bajo el límite de detección.

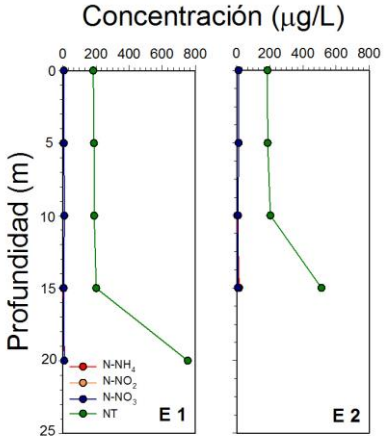


**Figura 70.** Concentraciones de N-$NH_4$ (µg/L), N-$NO_2$ (µg/L), N-$NO_3$ (µg/L) y NT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Tepuhueico, en invierno del 2016.

El perfil de PT fue similar al de NT (Figura 71, Tabla 26 del Anexo), donde las concentraciones oscilaron entre 9,7 a 12,6 µg/L en la columna de agua, mientras que en la mayor profundidad presentó un importante aumento (a 115,03 y 86,9 µg/L en E1 y E2, respectivamente). Las concentraciones de P-$PO_4$ se encontraron todas bajo el límite de detección.

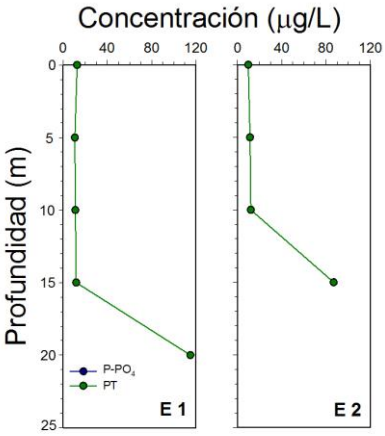


**Figura 71.** Concentraciones de P-$PO_4$ (µg/L) y PT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Tepuhueico, en invierno del 2016.

En el lago Tepuhueico, el DOC fue elevado en toda la columna de agua, evidenciando un leve descenso en profundidad (Figura 72). Las concentraciones de DOC oscilaron entre 7,4 y 9,3 mg/L. A partir del análisis de PARAFAC se evidenciaron 5 componentes del DOM, cuatro de ellos asociados a origen alóctono (ácidos húmicos y fúlvicos) y uno relacionado a DOM autóctono. En ambas estaciones predominó el componente alóctono, sin embargo en la estación E1 las intensidades de fluorescencia fueron menores, en ambos componentes.

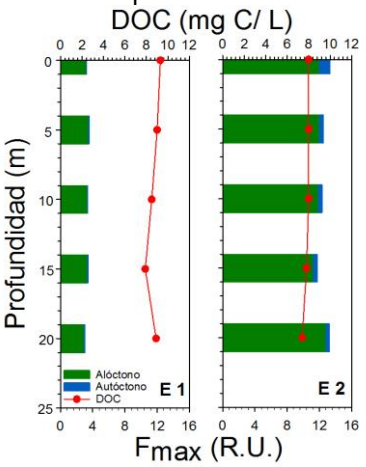


**Figura 72.** Concentraciones de DOC (mg/L) e intensidad de fluorescencia ($F_{max}$, R.U.) en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago Tepuhueico, en invierno del 2016.

## b) Análisis biológico de la columna de agua

### Fitoplancton

En este lago particularmente, se observó una alta variación de la densidad fitoplanctónica entre las estaciones de muestreo, oscilando entre 64.421 y 5.411.140 cél/L, el grupo dominante del fitoplancton fueron las diatomeas con un 100 % de abundancia relativa por estación (Figura 73). La riqueza de taxa fue de 8 taxa, 4 diatomeas y 1 euglenofícea, fluctuando entre 3 y 6 taxa en las estaciones de muestreo. A pesar de que la diversidad de diatomeas fue de 5 taxa, exclusivamente la diatomea *Urosolenia eriensis* contribuyó con un 97 y 100 % a la abundancia relativa por estación, así también *Aulacoseira distans* aportó con un 3 % a la abundancia de diatomeas de la estación E2, los taxa restantes se observaron solo en los análisis cualtitativos (Tabla 27 del Anexo).

**Figura 73.** Abundancia relativa de fitoplancton por phylum (%), y densidad fitoplanctónica (cél/L) en estaciones de muestreo del lago Tepuhueico.

### Zooplancton

En el lago Tepuhueico durante el invierno de 2016, se registró una riqueza de 5 taxa más hembras con huevos y nauplii de crustáceos maxilípodos, entre las estaciones de muestreo ésta fluctuó entre 4 y 5. La abundancia varió entre 0,095 y 1,503 ind/L. Los taxa más abundantes fueron *Bosmina hagmanni* y *Boeckella gracilipes* (Tabla 27).

**Tabla 27.** Abundancia zooplanctónica en estaciones de muestreo del lago Tepuhueico, en invierno de 2016.

| | | | | | Abundancia de zooplancton por estación de muestreo | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Lago Tepuhueico | | | | | E1 | E2 |
| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | Ind/L | Ind/L |
| Crustacea | Maxilopoda | Calanoida | Centropagidae | *Boeckella gracilipes* | 0,034 | 0,503 |
| | | | | hembra con huevos | 0,006 | 0,223 |
| | | Cyclopoida | Cyclopidae | *Mesocyclops araucanus* | 0 | 0,030 |
| | | Harpacticoida | Canthocamptidae | *Nauplius* | 0,012 | 0,023 |
| | Branchiopoda | Ctenopoda | Sididae | *Diaphanosoma chilensis* | 0,002 | 0,009 |
| | | Anomopoda | Daphniidae | *Ceriodaphnia dubia* | 0,006 | 0,012 |
| | | Anomopoda | Bosminidae | *Bosmina (Linderobosmina) hagmanni* | 0,035 | 0,703 |
| | | | | **Abundancia Total (Ind/L)** | 0,095 | 1,503 |
| | | | | **Riqueza de Taxa** | 4 | 5 |

### c) Análisis fisicoquímico del sedimento

Del análisis textural del sedimento estudiado en el lago Tepuhueico se desprende que está compuesto en su totalidad por fango (Figura 74).

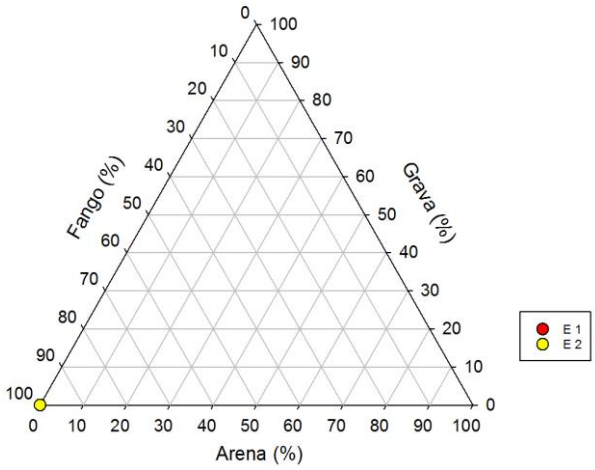


**Figura 74.** Clasificación textural del sedimento (fango, arena y grava) de las estaciones E1 y E2 en el lago Tepuhueico.

Se registraron altos valores de materia orgánica (entre 54,8 y 61%), valores de potencial óxido reducción positivos, y pH neutros con tendencia a la acidificación. El sulfuro varió entre 15,3 y 53,5 µM (Tabla 28).

**Tabla 28.** Porcentajes de materia orgánica total contenida en los primeros 3 cm del sedimento, además de variables físico químicas (redox, pH y sulfuro). Cada valor representa el promedio de 3 réplicas.

| Centro | Estación | Profundidad (m) | MO (%) | Redox (mV) | pH | Sulfuro (µM) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| E1 | 1 | 10 | 61,0 | 204,1 | 6,8 | 15,6 |
| | 2 | 12,5 | 59,6 | 471,0 | 7,0 | 53,5 |
| | 3 | 20,4 | 57,7 | 291,9 | 6,6 | 15,3 |
| E2 | 1 | 15,9 | 54,8 | 361,7 | 6,4 | 41,4 |
| | 2 | 21,8 | 57,8 | 373,6 | 6,6 | 19,3 |
| | 3 | 14,2 | 58,6 | 382,5 | 6,5 | 41,4 |

### d) Correntometría lagrangeana

De acuerdo a lo registrado por los derivadores lagrangeanos, se visualiza en la Figura 75 el comportamiento de la corriente, tanto en superficie como en profundidad (7 m) (Tabla 29). Lamentablemente, la estación meteorológica presentó un desperfecto por lo que no se registró la intensidad y dirección del viento, sin embargo, de acuerdo a lo observado en terreno, se constató que la dirección de desplazamiento de los derivadores concordó con la dirección del viento.

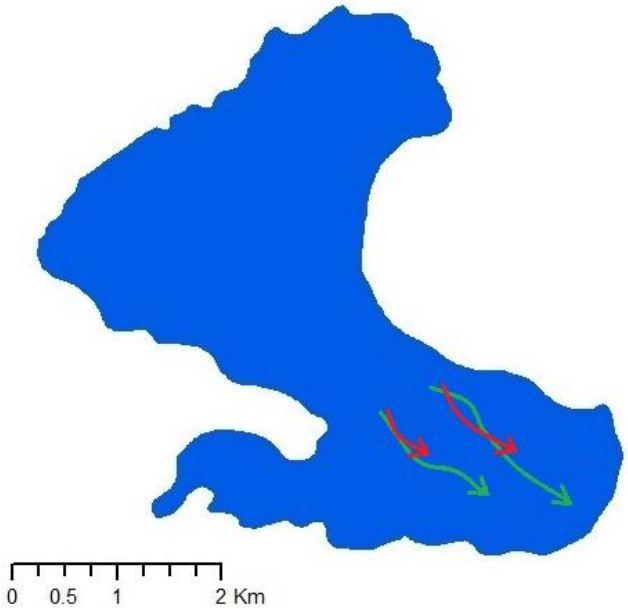


**Figura 75.** Recorrido de cada derivador lagrangeano por tramo A y B en el lago Tepuhueico. Flechas de color verde indican derivadores superficiales y de color rojo indican derivadores en profundidad (7 m).

**Tabla 29.** Promedio, desviación estándar y velocidad máxima de la corriente (m/s) de cada derivador por tramo en el lago Tepuhueico.

| ***Lago Tepuhueico*** | **Tramo A** | | | |
|---|---|---|---|---|
| | Sup.1 (0m) | Prof. 1 (5 m) | Sup.2 (0m) | Prof. 2 (5 m) |
| **Promedio** | 0,073 | 0,039 | 0,054 | 0,112 |
| **DS** | 0,038 | 0,020 | 0,112 | 0,027 |
| **Máx.** | 0,333 | 0,133 | 0,800 | 0,167 |

## 4.2.12. Lago San Antonio

### a) Análisis fisicoquímico de la columna de agua

La temperatura y oxígeno se mostraron relativamente homogéneos en toda la columna de agua (Figura 76). Los valores de temperatura oscilaron entre 7,8 y 8,1 °C. Mientras que las concentraciones de oxígeno en la columna de agua fueron de 10,1 a 10,3 mg/L.

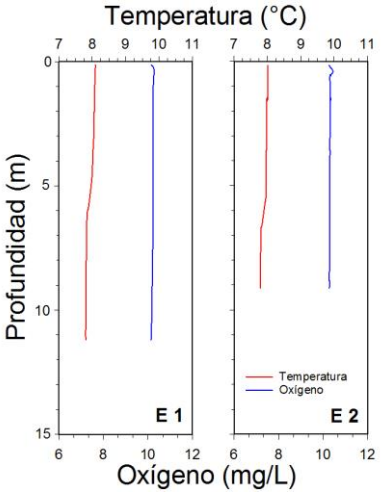


**Figura 76.** Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en las estaciones en estudio del lago San Antonio, en invierno del 2016.

El NT se presentó relativamente homogéneo en la columna de agua, con concentraciones que oscilaron entre 132,4 y 165,5 µg/L (Figura 77, Tabla 28 del Anexo). El NT estuvo conformado principalmente por nitrógeno orgánico. Las concentraciones de $N\text{-}NH_4$ y $N\text{-}NO_2$ se encontraron bajo el límite de detección en todas las profundidades analizadas. Mientras que las concentraciones de $N\text{-}NO_3$ fueron relativamente homogéneas en la columna de agua, con valores que fueron de 7,1 a 19,5 µg/L.

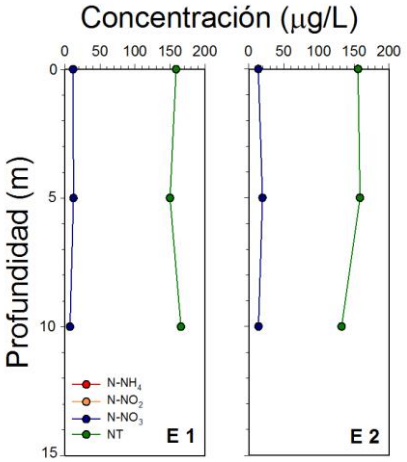


**Figura 77.** Concentraciones de $N\text{-}NH_4$ (µg/L), $N\text{-}NO_2$ (µg/L), $N\text{-}NO_3$ (µg/L) y NT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago San Antonio, en invierno del 2016.

Las concentraciones de PT oscilaron entre 7,4 y 8,6 µg/L, con un comportamiento similar a través de la columna de agua (Figura 78, Tabla 28 del Anexo). En tanto el $P\text{-}PO_4$ en todas las profundidades estuvo bajo el límite de detección.

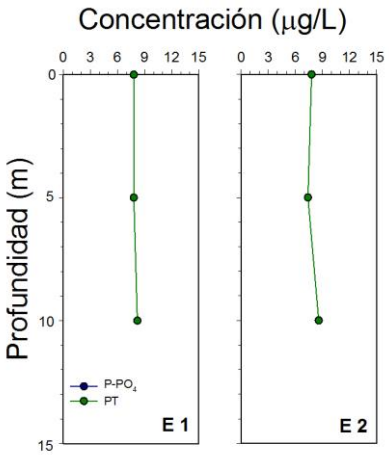


**Figura 78.** Concentraciones de P-$PO_4$ (µg/L) y PT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago San Antonio, en invierno del 2016.

En el lago San Antonio, las concentraciones de DOC fueron homogéneas a través de la columna de agua y entre estaciones, oscilando las concentraciones entre 4,4 y 4,6 mg/L (Figura 79). Un total de cinco componentes fluorescentes fueron identificados por medio del análisis de modelo PARAFAC, cuatro componentes relacionados a DOM alóctono (ácidos húmicos y fúlvicos) y uno asociado a DOM autóctono (proteínas). El DOM posee similar intensidad de fluorescencia en todas las estaciones y profundidades, predominando DOM alóctono por sobre el autóctono.

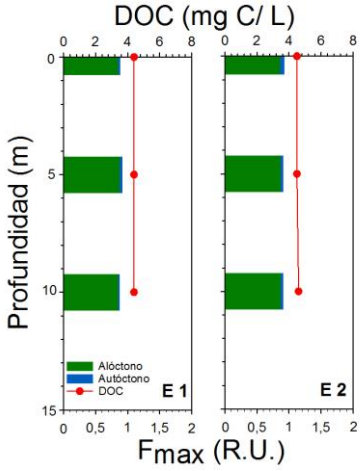


**Figura 79.** Concentraciones de DOC (mg/L) e intensidad de fluorescencia ($F_{max}$, R.U.) en la columna de agua de las estaciones en estudio del lago San Antonio, en invierno del 2016.

**b) Análisis biológico de la columna de agua**

**Fitoplancton**

Se observaron diferencias en la abundancia y estructura de la comunidad fitoplanctónica entre las dos estaciones del lago San Antonio, la densidad osciló entre 9.075 y 58.819 cél/L, en E1 y E2

respectivamente, en E1 co-dominaron diatomeas 55 %, y charofitas 40 %, con una baja abundancia relativa de clorofíceas (4 %), en cambio en E2 dominaron las criptomonas con un 87 %, y en menor medida las diatomeas aportaron con un 12 % a la abundancia de dicha estación (Figura 80). La riqueza de taxa por grupo fue la siguiente: 5 diatomeas, 1 clorofícea, 4 charofitas, 1 cianobacteria, y 1 criptofícea. Así también las especies más abundantes fueron diferentes entre las estaciones, siendo *A. distans* más abundante en E1 y *Cryptomona spp* en E2 (Tabla 29 del Anexo).

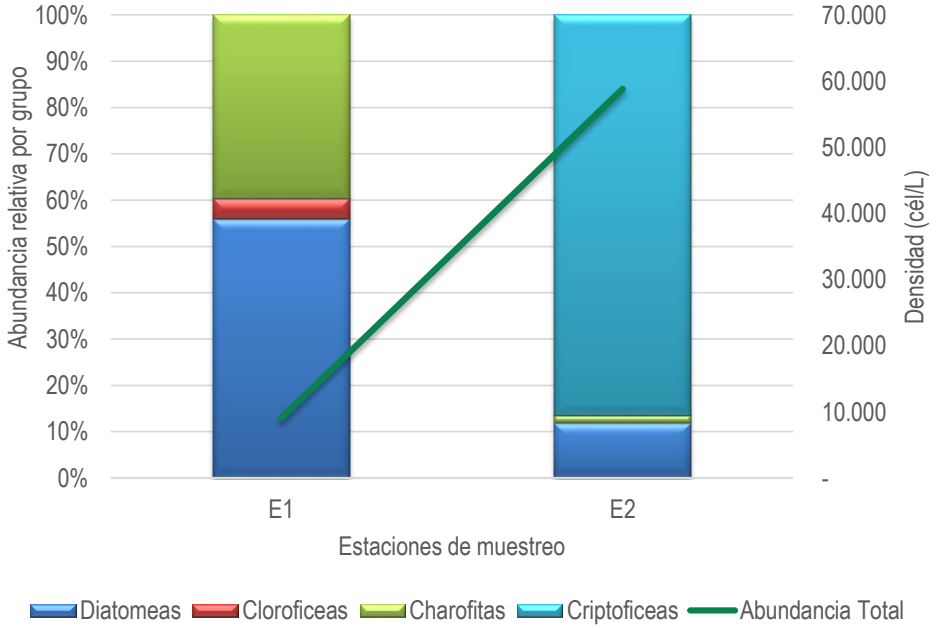


**Figura 80.** Abundancia relativa de fitoplancton por phylum (%), y densidad fitoplanctónica (cél/L) en estaciones de muestreo del lago San Antonio.

## Zooplancton

En el lago San Antonio, durante el invierno de 2016, se registraron 7 taxa, produciéndose una oscilación de la riqueza entre las estaciones de 6 a 7 taxa. La abundancia de microcrustáceos fluctuó entre 0,901 y 1,407 ind/L, siendo la especie más abundante *Daphnia pulex* (Tabla 30).

**Tabla 30.** Abundancia zooplanctónica en estaciones de muestreo del lago San Antonio, en invierno de 2016.

| | | | | | Abundancia de zooplancton por estación de muestreo | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Lago San Antonio | | | | | E1 | E2 |
| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | Ind/L | Ind/L |
| Crustacea | Maxilopoda | Calanoida | Centropagidae | *Boeckella gracilipes* | 0,321 | 0,024 |
| | | | | hembra con huevos | 0,003 | 0 |
| | | | | calanoide no identificado | 0,251 | 0,019 |
| | | Cyclopoida | Cyclopidae | *Mesocyclops araucanus* | 0,002 | 0,003 |
| | | | | *Tropocyclops prasinus* | 0 | 0,003 |
| | Branchiopoda | Anomopoda | Daphniidae | *Daphnia pulex* | 0,766 | 0,775 |
| | | | | *Ceriodaphnia dubia* | 0,032 | 0,008 |
| | | | Bosminidae | *Bosmina (Linderobosmina) hagmanni* | 0,032 | 0,068 |
| | | | | **Abundancia Total (Ind/L)** | 1,407 | 0,901 |
| | | | | **Riqueza de Taxa** | 6 | 7 |

### c) Análisis fisicoquímico del sedimento

El sedimento estudiado en el lago San Antonio estuvo compuesto en su totalidad por fango (Figura 81).

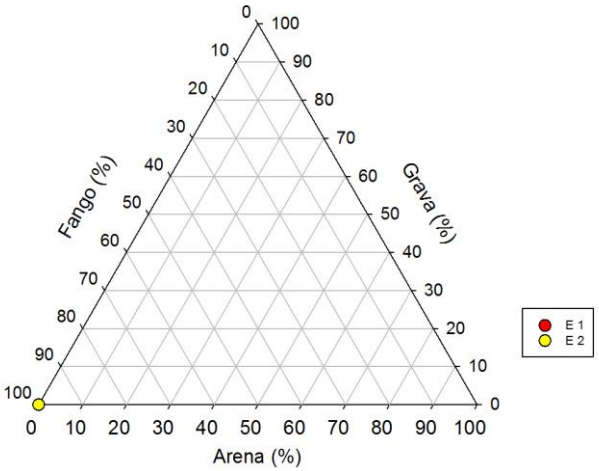


**Figura 81.** Clasificación textural del sedimento (fango, arena y grava) de las estaciones E1 y E2 en el lago San Antonio.

De acuerdo a la Tabla 31 se observa que: la materia orgánica fluctuó entre 43,2 y 55,2 %; el potencial óxido reducción fue positivo (entre 244,7 y 407,5 mV); los valores de pH fueron neutros; y los valores de sulfuro mayoritariamente tendieron a 0 µM.

**Tabla 31.** Porcentajes de materia orgánica total contenida en los primeros 3 cm del sedimento, además de variables físico químicas (redox, pH y sulfuro). Cada valor representa el promedio de 3 réplicas.

| Centro | Estación | Profundidad (m) | MO (%) | Redox (mV) | pH | Sulfuro (µM) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| E1 | 1 | 11 | 44,9 | 272,1 | 6,9 | 0,1 |
| | 2 | 9,6 | 43,2 | 407,5 | 6,8 | 1,1 |
| | 3 | 9,4 | 55,2 | 215,0 | 6,8 | 6,8 |
| E2 | 1 | 11,8 | 50,3 | 310,5 | 6,8 | 0,0 |
| | 2 | 7,1 | 40,5 | 244,7 | 6,8 | 0,0 |
| | 3 | 7,8 | 43,5 | 251,5 | 6,5 | 0,0 |

### d) Correntometría lagrangeana

De acuerdo a la Figura 82 (Tabla 32), los derivadores lagrangeanos se desplazaron hacia el sur oeste, salvo un derivador de superficie que se dirigió en dirección contraria. Lamentablemente, la estación meteorológica presentó un desperfecto por lo que no se registró la intensidad y dirección del viento, sin embargo, de acuerdo a lo observado en terreno, se constató que la dirección de desplazamiento de los derivadores concordó con la dirección del viento.

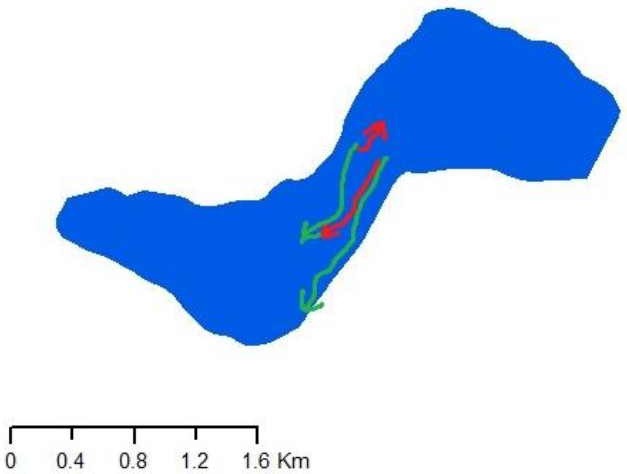


**Figura 82.** Recorrido de cada derivador lagrangeano por tramo A y B en el lago San Antonio. Flechas de color verde indican derivadores superficiales, y de color rojo indican derivadores en profundidad (7 m).

**Tabla 32.** Promedio, desviación estándar y velocidad máxima de la corriente (m/s) de cada derivador por tramo en el lago San Antonio.

| ***Lago San Antonio*** | **Tramo A** | | | |
|---|---|---|---|---|
| | Sup.1 (0m) | Prof. 1 (5 m) | Sup.2 (0m) | Prof. 2 (5 m) |
| **Promedio** | 0,073 | 0,033 | 0,041 | 0,01 |
| **DS** | 0,026 | 0,014 | 0,021 | 0,04 |
| **Máx.** | 0,167 | 0,233 | 0,167 | 0,60 |

### 4.2.13. Lago Yelcho

#### a) Análisis fisicoquímico de la columna de agua

El perfil de temperatura muestra una columna de agua estratificada, sin formación de termoclina. En superficie la temperatura osciló entre ~14,5 y 19,4 °C, presentando una disminución alrededor de los 20 m, alcanzando en profundidad temperaturas cercanas a los 8,1 °C en estaciones más profundas. En tanto el perfil de oxígeno evidencia una columna de agua bien oxigenada, con menores concentraciones en la capa superficial (hasta 20 m) y estrato más profundo en estaciones C1, C2 y C3 (Figura 83).

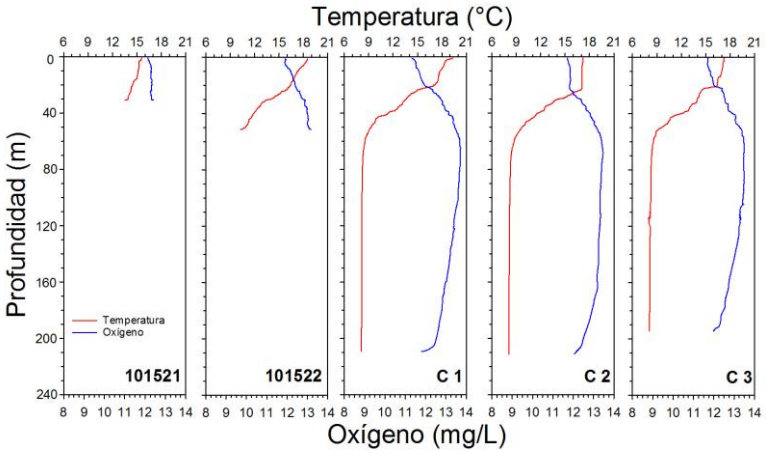


**Figura 83.** Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en las estaciones en estudio del lago Yelcho, en verano del 2016.

La distribución del NT como sus diferentes componentes fue variable en la columna de agua (Figura 84, Tabla 30 del Anexo), con dos disminuciones entre los 20 y 30 m, y entre 80 y 100 m (en estaciones más profundas), para incrementar alrededor de los 40 m y 200 m (en estaciones más profundas), a excepción de la estación C1 y 101522. La composición del NT estuvo dominada por N-$NH_4$ y seguido por N-$NO_3$, sin embargo en algunos estratos muestreados se encontraron bajo el límite de detección. En todas las estaciones evaluadas el N-$NO_2$ se encontró bajo el límite de detección.

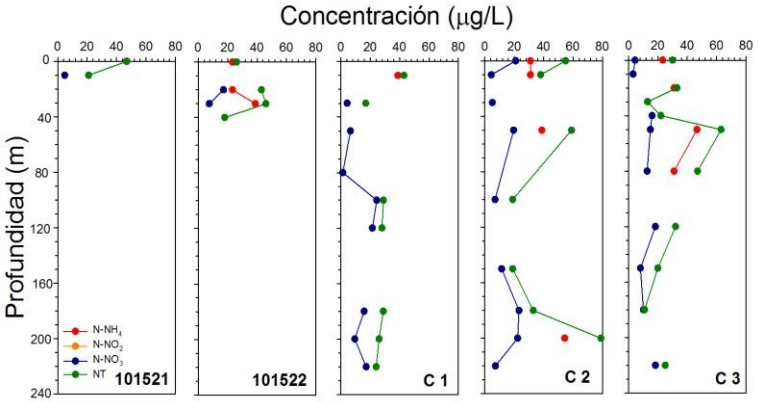


**Figura 84.** Concentraciones de N-$NH_4$ (µg/L), N-$NO_2$ (µg/L), N-$NO_3$ (µg/L) y NT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Yelcho, en verano del 2016.

Las concentraciones de P-$PO_4$ y PT fueron menores a 14 µg/L, presentando perfiles sin un patrón claro, con incrementos a diferentes profundidades (Figura 85, Tabla 30 del Anexo).

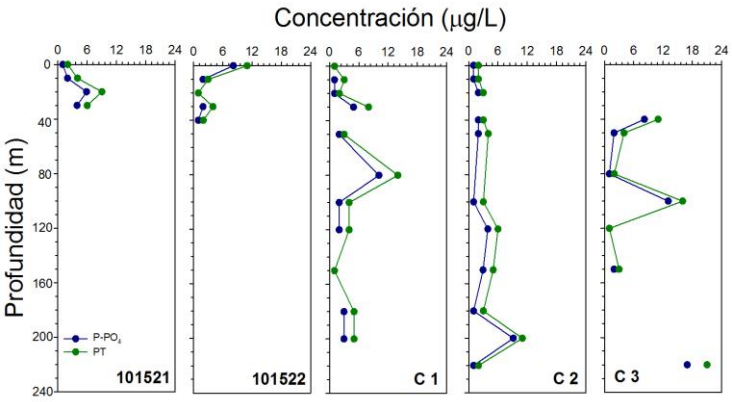


**Figura 85.** Concentraciones de P-$PO_4$ (µg/L) y PT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Yelcho, en verano del 2016.

## b) Análisis biológico de la columna de agua

### Fitoplancton

En el lago Yelcho, la abundancia fitoplanctónica fue relativamente baja oscilando entre 3.520 y 9.462 cél/L, dominado por diatomeas con más de un 70 % de la abundancia de cada estación de muestreo, las clorofíceas solo estuvieron presentes con abundancia relativa significativa en la estación C1, así también las charofitas tuvieron una abundancia significativa en dicha estación. En la estación 101521 las cianobacterias aportaron con un 18 % al total de abundancia (Figura 86), dada la baja abundancia de microalgas en éste lago dicho porcentaje lo constituyeron solo 760 cél/L. La riqueza fue de 24 taxones, de los cuales 6 fueron los más abundantes, primeramente, las diatomeas; *Tabellaria fenestrata, Fragillaria crotonensis, Aulacoseira granulata* y *Synedra sp*, seguido de la crisofícea *Dinobryon sp*, luego *Dolichospermum spp* presente solo en 101521 con abundancia relativa sobre el 15 %. Se destaca la presencia de una célula inviable de *D. geminata* en la estación C1, recolectada desde las muestras de red (Tabla 31 del Anexo).

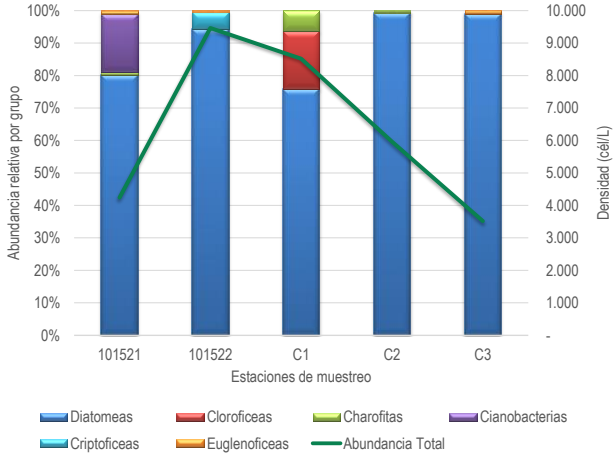


**Figura 86.** Abundancia relativa de fitoplancton por phylum (%), y densidad fitoplanctónica (cél/L) en estaciones de muestreo del lago Yelcho.

## Zooplancton

El lago Yelcho durante el verano de 2016 presentó una riqueza de 6 taxa, entre las estaciones de muestreo la riqueza osciló entre 3 y 6 taxa. La abundancia fue altamente variable, registrándose una oscilación de 0,031 a 22,833 ind/L, observándose una mayor abundancia hacia el área de la desembocadura del lago, en las estaciones 101521 y 101522. Las estaciones que presentaron mayor abundancia de zooplancton estuvieron representada mayormente por *Daphnia pulex* (Tabla 33).

**Tabla 33.** Abundancia zooplanctónica en estaciones de muestreo del lago Yelcho, en verano de 2016.

| | | | | Abundancia de zooplancton por estación de muestreo | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Lago Yelcho | | | | | C1 | C2 | C3 | 101521 | 101522 |
| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L |
| Crustacea | Maxilopoda | Calanoidea | Centrophagida | *Boeckella gracilipes* | 0,097 | 0,039 | 0,010 | 2,818 | 0,847 |
| | | | | hembra con huevos | 0,011 | 0,003 | 0 | 0 | 0 |
| | | Cyclopoida | Cyclopidae | *Mesocyclops araucanus* | 0,064 | 0,016 | 0,003 | 0,340 | 0,242 |
| | | | | hembra con huevos | 0,007 | 0,001 | 0,0001 | 0,034 | 0,013 |
| | | | | Nauplius | 0,069 | 0,068 | 0,008 | 0 | 0,070 |
| | | Anomopoda | Daphnidae | *Daphnia pulex* | 0,023 | 0,034 | 0,006 | 16,382 | 5,182 |
| | | | Bosminidae | *Bosmina chilensis* | 0 | 0,001 | 0,0003 | 0,051 | 0,006 |
| Rotifera | Monogononta | Ploimida | Brachionidae | *Keratella sp* | 0 | 0 | 0,001 | 0 | 0,083 |
| | | Gnesiotrocha | Filiniidae | *Filinia longiseta* | 0 | 0 | 0,003 | 3,209 | 0,732 |
| | | | | **Abundancia Total (Ind/L)** | 0,272 | 0,162 | 0,031 | 22,833 | 7,175 |
| | | | | **Riqueza de taxa** | 3 | 4 | 6 | 5 | 6 |

## c) Análisis fisicoquímico del sedimento

El sedimento estudiado en el lago Yelcho estuvo compuesto mayoritariamente por fango y arena (Figura 87).

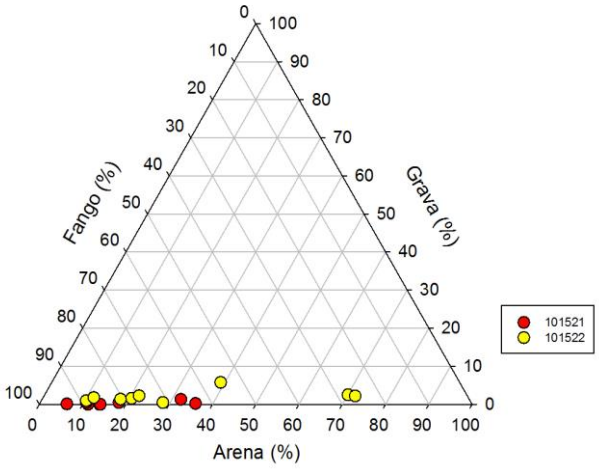


**Figura 87.** Clasificación textural del sedimento (fango, arena y grava) de las estaciones 101521 y 101522 en el lago Yelcho.

Los porcentajes de materia orgánica fluctuaron entre 5,1 y 32,6 %; los valores del potencial óxido reducción fueron positivos (101 a 254,3 mV); el pH mayoritariamente neutro; y los valores de sulfuro fueron positivos (25 a 230,5 µM) (Tabla 34).

**Tabla 34.** Porcentajes de materia orgánica total contenida en los primeros 3 cm del sedimento, además de variables físico químicas (redox, pH y sulfuro). Cada valor representa el promedio de 3 réplicas.

| Centro | Estación | Profundidad (m) | MO (%) | Redox (mV) | pH | Sulfuro (µM) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 101521 | 1 | 12,9 | 9,6 | 166,5 | 7,1 | 77,0 |
| | 2 | 18,6 | 6,3 | 227,4 | 6,8 | 25,0 |
| | 3 | 15 | 5,1 | 101,0 | 7,0 | 43,0 |
| 101522 | 1 | 9,3 | 15,2 | 189,9 | 6,6 | 163,7 |
| | 2 | 10 | 18,9 | 254,3 | 6,8 | 180,9 |
| | 3 | 8,5 | 32,6 | 176,0 | 6,4 | 230,5 |

### d) Correntometría lagrangeana

En la Figura 88 (Tabla 35) se muestra el desplazamiento de los derivadores lagrangeanos. Por defecto técnico de la estación meteorológica, no fue posible registrar la dirección ni magnitud del viento, por lo que no se puede relacionar el desplazamiento de éstos con variables meteorológicas.

**Figura 88.** Recorrido de cada derivador lagrangeano por tramo A y B en el lago Yelcho. Flechas de color verde indican derivadores superficiales y de color rojo indican derivadores en profundidad (15 m).

**Tabla 35.** Promedio, desviación estándar y velocidad máxima de la corriente (m/s) de cada derivador por tramo en el lago Yelcho (* no hay datos dado a falla de los derivadores).

| *Lago Yelcho* | Tramo A | | | | Tramo B | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Sup.1 (0m) | Prof. 1 (15 m) | Sup.2 (0m) | Prof. 2 (15 m) | Sup.1 (0m) | Prof. 1 (15 m) | Sup.2 (0m) | Prof. 2 (15 m) |
| **Promedio** | 0,065 | * | * | * | 0,113 | * | * | * |
| **DS** | 0,027 | * | * | * | 0,045 | * | * | * |
| **Máx.** | 0,167 | * | * | * | 0,733 | * | * | * |

## 4.2.14. Lago Riesco

### a) Análisis fisicoquímico de la columna de agua

En el lago Riesco la temperatura superficial osciló entre 14,3 y 16,8 °C, para ir descendiendo gradualmente a través de la columna de agua hasta alcanzar temperaturas cercanas a 5,8 °C. En general la columna de agua se mostró bien oxigenada, presentando un paulatino descenso hasta alcanzar muy bajas concentraciones en las estaciones más profundas (< 2,5 mg/L), 110048 y C1 (Figura 89).

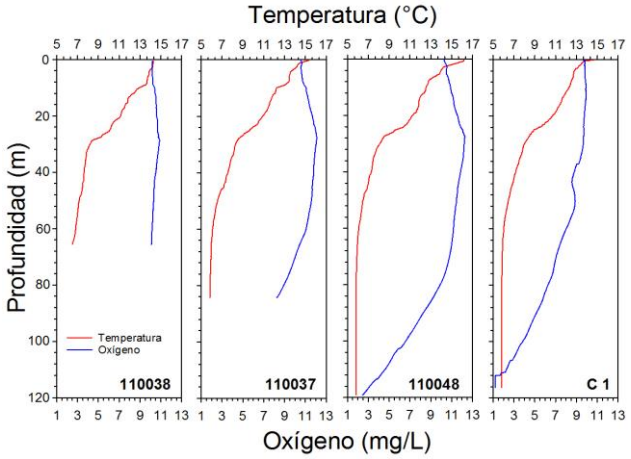


**Figura 89.** Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en las estaciones en estudio del lago Riesco, en verano del 2016.

El nitrógeno en las estaciones C1 y 110048 fue homogéneo hasta los ~50 m y conformado principalmente por N-$NH_4$ (Figura 90, Tabla 32 del Anexo), después de los 50 m las concentraciones aumentaron con la profundidad y el NT estaba compuesto mayoritariamente por N-$NO_3$. Mientras que las estaciones 110037 y 110038 mostraron un perfil homogéneo, conformado en su mayoría por N-$NH_4$. En todas las estaciones las concentraciones de N-$NO_2$ fueron menores al límite de detección.

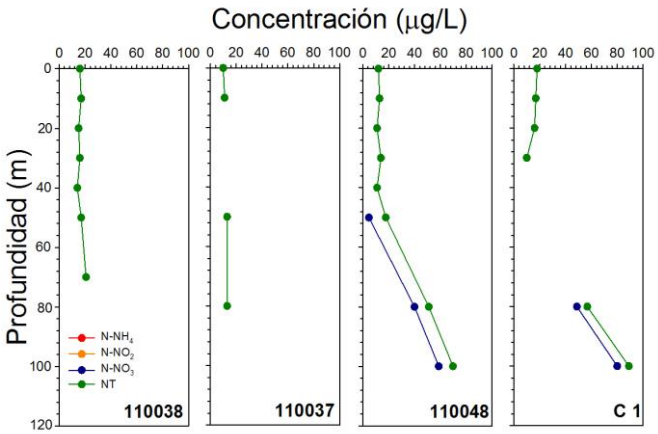


**Figura 90.** Concentraciones de N-$NH_4$ (µg/L), N-$NO_2$ (µg/L), N-$NO_3$ (µg/L) y NT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Riesco, en verano del 2016.

Las concentraciones de P-$PO_4$ y PT fueron muy bajas en toda la columna de agua (Tabla 32 del Anexo), encontrándose todos los valores bajo el límite de detección en todos los estratos, menor a 0,4 y 1 µg/L, respectivamente.

### b) Análisis biológico de la columna de agua

**Fitoplancton**

En el lago Riesco la densidad de fitoplancton osciló entre 14.045 y 43.227 cél/L, las diatomeas alcanzaron el 100 % de abundancia relativa por estación, salvo en la estación 110038 que presentó un 1% de charofitas (Figura 91). La riqueza de taxa por grupo fue la siguiente: 5 diatomeas, 1 crisofícea, 5 clorofíceas, y 1 charofita. Se registraron 12 taxa de fitoplancton, entre las estaciones de muestreo hubo una oscilación de 3 a 10 taxa, las estaciones con mayor riqueza de taxa, estuvieron asociadas a los centros de cultivo situados en la parte media del lago. De las diatomeas, la especie más abundante fue *Tabellaria flocculosa* que se mantuvo entre 98 y 100% de la abundancia por estación (Tabla 33 del Anexo).

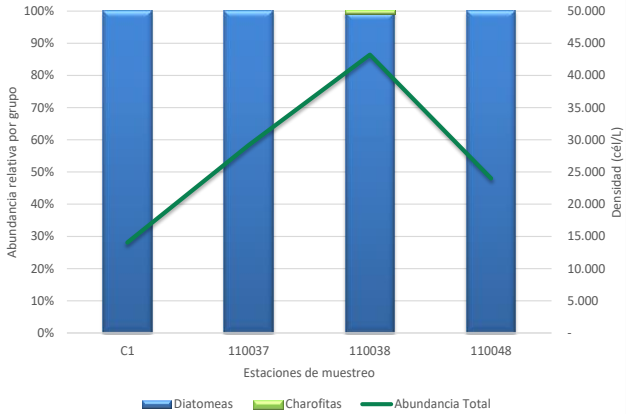


**Figura 91.** Abundancia relativa de fitoplancton por phylum (%), y densidad fitoplanctónica (cél/L) en estaciones de muestreo del lago Riesco.

## Zooplancton

Durante el verano de 2016, se registraron en el lago Riesco una riqueza de 6 taxa de microcrustáceos, y entre las estaciones de muestreo ésta fluctuó de 4 a 6 taxa. La abundancia fue baja, entre 0,129 y 0,341 ind/L. El taxa más abundante fue *Boeckella gracilipes* (Tabla 36).

**Tabla 36.** Abundancia zooplanctónica en estaciones de muestreo del lago Riesco, en verano de 2016.

| | | | | Abundancia de zooplancton por estación de muestreo | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Lago Riesco | | | | C1 | 110037 | 110038 | 110048 |
| **Clase** | **Orden** | **Familia** | **Taxa** | Ind/L | Ind/L | Ind/L | Ind/L |
| Maxilopoda | Calanoida | Centropagidae | *Boeckella gracilipes* | 0,126 | 0,137 | 0,057 | 0,246 |
| | | | hembra con huevos | 0,002 | 0,001 | 0,0003 | 0,001 |
| | | | *Parabroteas sarsi* | 0,001 | 0,0003 | 0 | 0,001 |
| | Cyclopoida | Cyclopidae | *Mesocyclops araucanus* | 0,001 | 0,0003 | 0 | 0 |
| | | | *Tropocyclops prasinus* | 0 | 0 | 0 | 0,001 |
| | Harpacticoida | Canthocamptidae | Nauplius | 0 | 0,0003 | 0,034 | 0,001 |
| Branchiopoda | Anomopoda | Daphniidae | *Daphnia pulex* | 0,057 | 0,046 | 0,034 | 0,084 |
| | Gnesiotrocha | Conochilidae | *Conochilus unicornis* | 0 | 0,0003 | 0,003 | 0,008 |
| | | | **Abundancia Total (Ind/L)** | 0,187 | 0,185 | 0,129 | 0,341 |
| | | | **Riqueza de Taxa** | 4 | 6 | 4 | 6 |

### c) Análisis fisicoquímico del sedimento

En la Figura 92 se muestra la clasificación textural del sedimento estudiados en el lago Riesco, a partir de la cual se pueden visualizar dos grupos: la estación 110038 está compuesta principalmente por arena, mientras que la estación 110048 y parte de la estación 110037 presenta mayores contribuciones de fango.

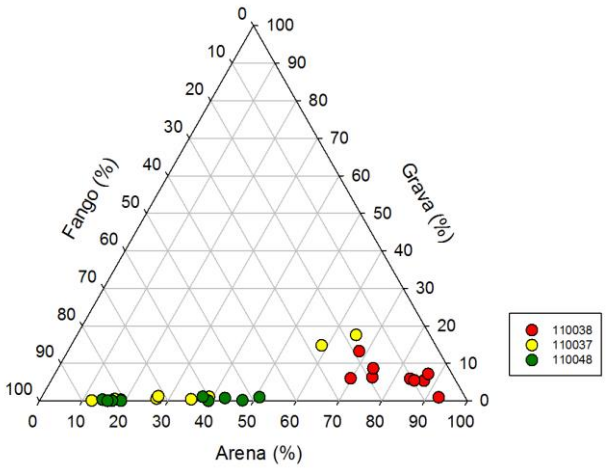


**Figura 92.** Clasificación textural del sedimento (fango, arena y grava) de las estaciones 110038, 110037 y 110048 en el lago Riesco**.**

A partir de la Tabla 37 se desprende que: los porcentajes de materia orgánica fluctuaron entre 7,3 y 44,3 %; el potencial óxido reducción varió entre 113,6 y 325,8 mV; los valores de pH se consideraron neutros, mientras que el sulfuro presentó valores positivos, entre 10,8 y 48,9µM.

**Tabla 37.** Porcentajes de materia orgánica total contenida en los primeros 3 cm del sedimento, además de variables físico químicas (redox, pH y sulfuro). Cada valor representa el promedio de 3 réplicas.

| Centro | Estación | Profundidad (m) | MO (%) | Redox (mV) | pH | Sulfuro (µM) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **110038** | 1 | 9,6 | 12,7 | 127,2 | 7,1 | 46,7 |
| | 2 | 8 | 14,9 | 113,6 | 7,2 | 28,8 |
| | 3 | 15,5 | 6,6 | 116,5 | 7,2 | 39,0 |
| **110037** | 1 | 12,3 | 8,6 | 185,0 | 6,9 | 19,1 |
| | 2 | 7,3 | 16,3 | 144,8 | 6,8 | 48,9 |
| | 3 | 16,6 | 23,3 | 325,8 | 6,5 | 10,8 |
| **110048** | 1 | 44,3 | 9,9 | 131,4 | 7,1 | Sin muestra |
| | 2 | 22,6 | 6,4 | 127,5 | 6,9 | Sin muestra |
| | 3 | 28,6 | 11,5 | 198,0 | 6,5 | Sin muestra |

### d) Correntometría lagrangeana

De acuerdo al estudio de correntometría lagrangeana, los derivadores en el tramo A, tanto superficiales como en profundidad se desplazaron hacia el sur este (Figura 93, Tabla 38), influenciado por la dirección reinante en aquel periodo de monitoreo (vientos provenientes del norte) (Figura 94). En el tramo B los derivadores se desplazaron hacia el nor-este, en concordancia con vientos procedentes del sur-oeste, mientras que en el tramo C los derivadores se desplazaron en dirección hacia el efluente (Figura 93).

**Tabla 38.** Promedio, desviación estándar y velocidad máxima de la corriente (m/s) de cada derivador por tramo en el lago Riesco (* no se entregan resultados dado a fallas técnicas de los derivadores).

| ***Lago Riesco*** | **Tramo A** | | | | **Tramo B** | | | | **Tramo C** | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Sup.1 (0m) | Prof. 1 (15 m) | Sup.2 (0m) | Prof. 2 (15 m) | Sup.1 (0m) | Prof. 1 (15 m) | Sup.2 (0m) | Prof. 2 (15 m) | Sup.1 (0m) | Prof. 1 (15 m) | Sup.2 (0m) | Prof. 2 (15 m) |
| **Promedio** | 0,07 | 0,04 | * | * | 0,08 | 0,03 | * | * | 0,05 | 0,05 | * | * |
| **DS** | 0,03 | 0,03 | * | * | 0,04 | 0,06 | * | * | 0,03 | 0,03 | * | * |
| **Máx.** | 0,37 | 0,27 | * | * | 0,30 | 2,37 | * | * | 0,17 | 0,13 | * | * |

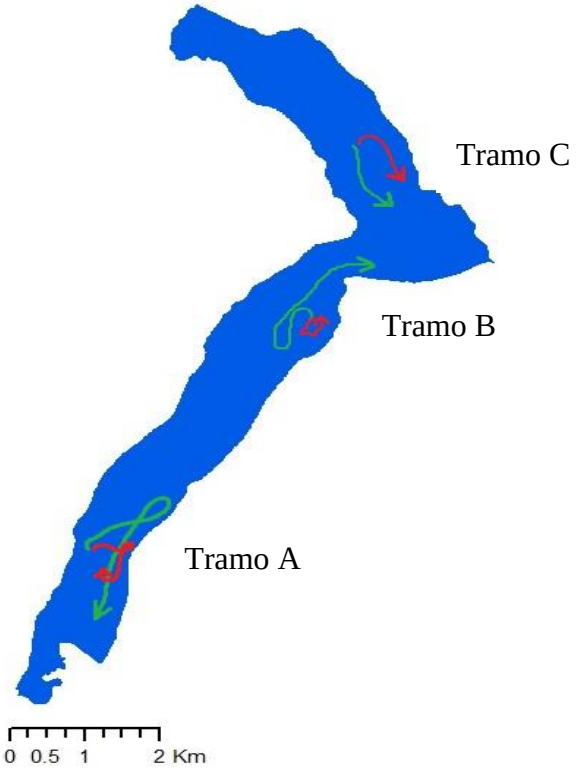


**Figura 93.** Recorrido de cada derivador lagrangeano por tramo A, B, y C en el lago Riesco. Flechas de color verde indican derivadores superficiales y de color rojo indican derivadores en profundidad (15 m).

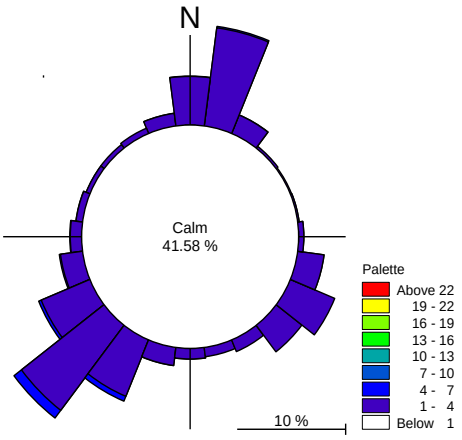


**Figura 94.** Rosa de viento a partir de estación meteorológica instalada en el lago Riesco entre el 2 al 4 de marzo del 2016.

### 4.2.15. Lago Sofía

**a) Análisis fisicoquímico de la columna de agua**

Los perfiles de temperatura y oxígeno en el lago Sofía evidenciaron una columna de agua homogénea (Figura 95). La temperatura osciló entre 12,6 y 12,7 °C, mientras que el oxígeno se mantuvo constante en toda la columna de agua del lago Sofía (10,2 mg/L).

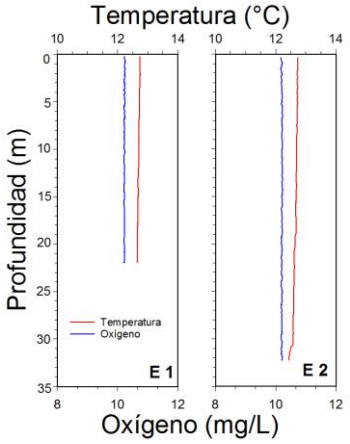


**Figura 95.** Perfiles de temperatura (°C) y oxígeno (mg/L) en las estaciones en estudio del lago Sofía, en verano del 2017.

El NT en el lago Sofía se comportó relativamente homogéneo en la columna de agua, con concentraciones de 91,1 a 119,9 µg/L. El nitrógeno total estuvo conformado principalmente por el componente orgánico. El nitrato presentó bajas concentraciones que no superaron los 3,6 µg/L, mientras que las concentraciones de $N\text{-}NH_4$ y $N\text{-}NO_2$ en la mayoría de los casos no superaron el límite de detección, < 3 y < 2 µg/L respectiva (Figura 96) (Tabla 34 del Anexo).

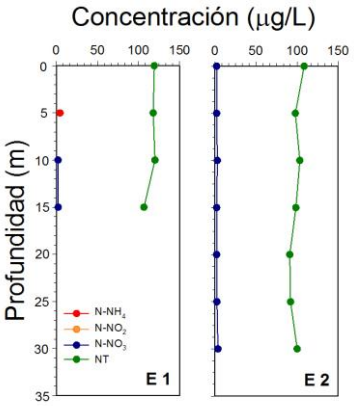


**Figura 96.** Concentraciones de $N\text{-}NH_4$ (µg/L), $N\text{-}NO_2$ (µg/L), $N\text{-}NO_3$ (µg/L) y NT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Sofía, en verano del 2017.

De igual forma que el nitrógeno, las concentraciones de PT evidenciaron una columna de agua homogénea, con concentraciones de 8,5 a 10,8 µg/L. En tanto, las concentraciones de P-$PO_4$ estuvieron todas bajo el límite de detección (< 2 µg/L) (Figura 97) (Tabla 34 en Anexo).

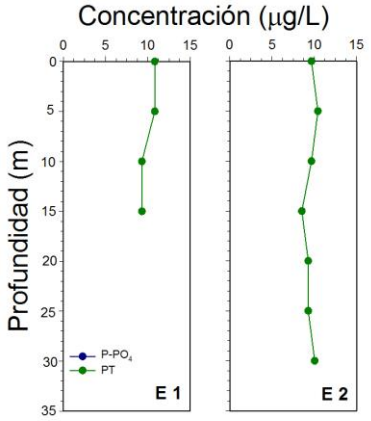


**Figura 97.** Concentraciones de P-$PO_4$ (µg/L) y PT (µg/L) en las estaciones en estudio del lago Sofía, en verano del 2017.

**b) Análisis biológico de la columna de agua**

**Fitoplancton**

En el lago Sofía la densidad fitoplanctónica fluctuó entre 78.516 y 119.185 cél/L y estuvo dominada en un 100 % por diatomeas (Figura 98). Se registraron 14 taxa, fluctuando entre 9 y 10 la riqueza de taxa en las estaciones de muestreo. La riqueza de taxa por grupo fue la siguiente: 5 diatomeas, 2 crisofíceas, 3 clorofíceas, 2 charofitas, 1 euglenoficea y 1 criptomona. Las diatomeas fueron los organismos más abundantes y diversos (Tabla 35 del Anexo), solo dos especies fueron numéricamente representativas aportando a la abundancia total el 100 % por estación de muestreo (Figura 98), los taxa: *Cyclotella ocellata* con alrededor de un 99 % en E1 y E2, y *Aulacoseira granulata* 1 % en E1 y *Asterionella formosa* 1 % en E2 (Tabla 35 del Anexo).

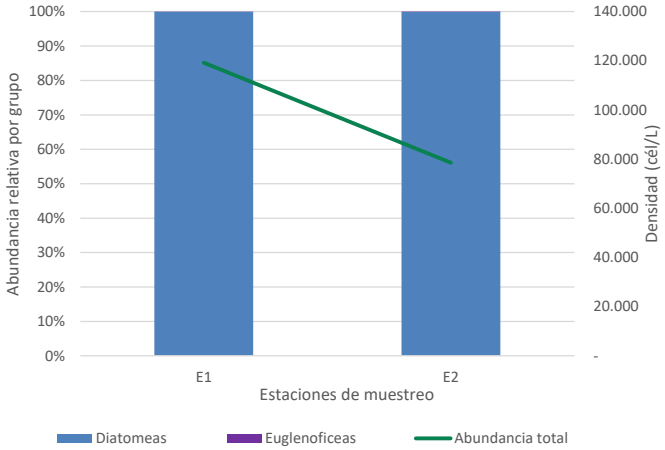


**Figura 98.** Abundancia relativa de fitoplancton por phylum (%), y densidad fitoplanctónica (cél/L) en estaciones de muestreo del lago Sofía.

## Zooplancton

Durante verano del 2017 se encontró en el lago Sofía una riqueza de 8 taxa, las estaciones de muestreo tuvieron la misma riqueza de taxa, la presencia de *C. unicornis* y *M. araucanus* en C1 y de *C. dubia* y *C. sphaericum* en E1. En ambas estaciones se observaron hembras con huevos. La especie más abundante fue *Boeckella gracilipes*. Se obtuvo una abundancia que fluctuó entre 12,223 y 13,943 ind/L, destacando la presencia de hembras con huevos solo en la estación C1 (Tabla 39).

**Tabla 39.** Abundancia zooplanctónica en estaciones de muestreo del lago Sofía, en verano de 2017.

| | | | | | Abundancia de zooplancton por estación de muestreo | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Lago Sofía | | | | | E1 | C1 |
| **Phylum** | **Clase** | **Orden** | **Familia** | **Taxa** | Ind/L | Ind/L |
| Crustacea | Maxilopoda | Calanoida | Centropagidae | *Boeckella gracilipes* | 6,519 | 11,476 |
| | | | | *Boeckella poppei* | 0,645 | 0,691 |
| | | | | *hembra con huevos* | 0 | 0,033 |
| | | Cyclopoida | Cyclopidae | *Acanthocyclops vernalis* | 0,034 | 0,460 |
| | | | | *hembra con huevos* | 0,033 | 0,197 |
| | | | | *Mesocyclops araucanus* | 0 | 0,066 |
| | Branchiopoda | Anomopoda | Daphniidae | *Daphnia pulex* | 1,664 | 0,362 |
| | | | | *Ceriodaphnia dubia* | 3,294 | 0 |
| | | | Chydoridae | *Chidorus sphaericus* | 0,034 | 0 |
| Rotifera | Monogononta | Gnesiotrocha | Conochilidae | *Conochilus unicornis* | 0 | 0,658 |
| | | | | **Abundancia Total (Ind/L)** | 12,223 | 13,943 |
| | | | | **Riqueza de Taxa** | 6 | 6 |

## c) Análisis fisicoquímico del sedimento

En la Figura 99 se identifica que el sedimento analizado del Lago Sofía corresponde en su totalidad a fango.

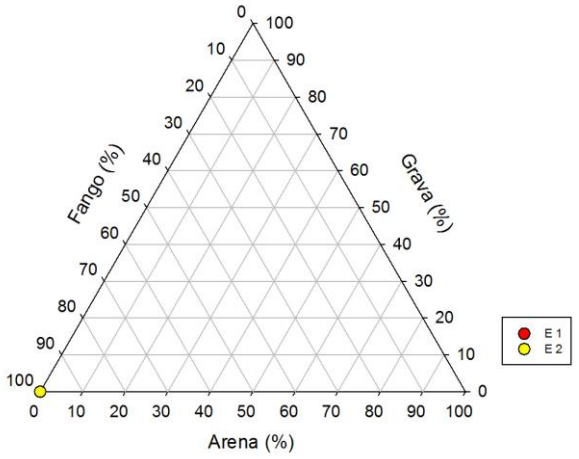


**Figura 99.** Clasificación textural del sedimento (fango, arena y grava) de las estaciones E1 y E2 en el lago Sofía.

El sedimento en los sitios estudiados presentó materia orgánica menor a 10 %, valores de potencial óxido reducción positivos (156 mV a 356 mV), pH neutros y concentraciones de sulfuro positivos y cercanos a cero (Tabla 40).

**Tabla 40.** Porcentajes de materia orgánica total contenida en los primeros 3 cm del sedimento, además de variables físico químicas (redox, pH y sulfuro). Cada valor representa el promedio de 3 réplicas.

| Centro | Estación | Profundidad (m) | MO (%) | Redox (mV) | pH | Sulfuro (µM) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| E1 | 1 | 18,3 | 7,3 | 356,7 | 7,2 | 0 |
| | 2 | 23,6 | 8,2 | 156,9 | 7,0 | 16,06 |
| | 3 | 25,6 | 6,2 | 130,8 | 7,2 | 34,82 |
| E2 | 1 | 33,9 | 5,4 | 247,6 | 7,1 | 7,85 |
| | 2 | 9,45 | 7,8 | 269,3 | 7,1 | 17,59 |
| | 3 | 15,4 | 7,3 | 345,1 | 7,1 | 0 |

**d) Correntometría**

Con el propósito de conocer la circulación de las aguas de la laguna Sofía, durante la temporada estival (diciembre 2016), se procedió a diseñar un muestreo que implicara mediciones del viento (velocidad y dirección), y de las corrientes resultantes con métodos eulerianos (correntómetros ADCP's en dos lugares del lago), al menos por un período con viento y uno sin viento, lo que se dio en un lapso de tres días de muestreo 31 diciembre 2016 al 2 de enero 2017, complementándose el estudio con dos derivadores lagrangianos (uno a 5 m y otro a 15 m).

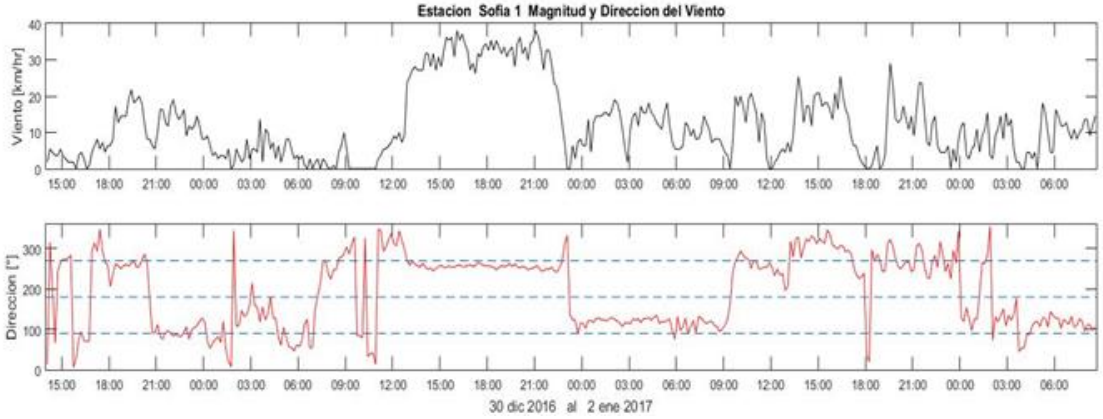


**Figura 100.** Serie de tiempo de viento en la estación Sofía 1. El panel superior presenta la magnitud del viento y el panel inferior la dirección del viento.

De acuerdo a ello, las series de tiempo de viento, correspondientes a las estaciones Sofía1 y Sofía2, presentaron un grado de similitud tal, tanto en magnitud como en dirección, que se determinó el análisis de datos de una sola estación. Durante este estudio, los eventos más importantes y estables duraron aproximadamente 9 horas cada uno, el primero con una velocidad típica de 30 km/h y con

una dirección de 270°. En el segundo evento la velocidad característica fue de unos 10 km/h con una dirección predominante de 90°, es decir, el viento sopló desde el Campo de hielo sur NW hacia el SE y luego se alternó con vientos que provienen del sentido opuesto, desde SE hacia el NW, la única calma absoluta observada fue el día 31 entre las 09:00 y las 10:30 hrs (Figura 100).

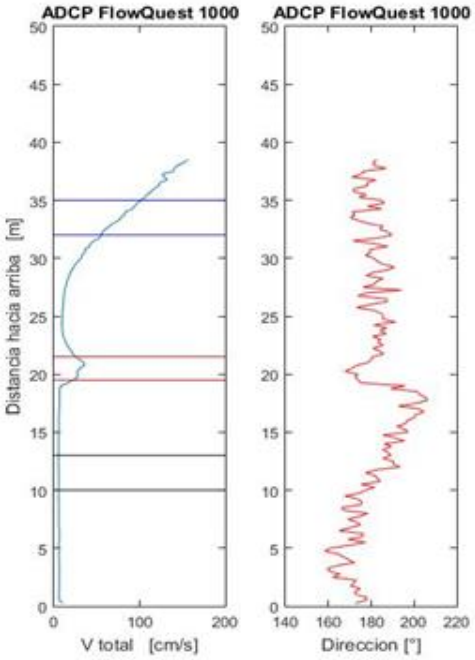


**Figura 101.** Perfil promedio de velocidad horizontal para ADCP 1000.

La Figura 101 muestra los perfiles promedios para cada fondeo. En cada caso, para cada capa se calculó el valor promedio, tanto para la velocidad horizontal como para la dirección. El fondeo del ADCP 1000, presentó un perfil promedio característico del lago. Se apreciaron claramente 3 capas:

1) Desde el fondo hasta los 19 m mas arriba del ADCP, el agua presentó poco movimiento con una velocidad típica de 6 cm/s (0,2 km/h) con dirección entre 170 y 200°, esta capa de fondo nunca se detiene.
2) Luego, hay un flujo horizontal de unos 3 a 5 m de espesor con una velocidad máxima al centro de 30 cm/s (1,1 km/h), con dirección entre 150 y 170°, y a veces en dirección opuesta, dependiendo de donde esté soplando el viento.
3) Aproximándose a la superficie, se apreció la caída exponencial en profundidad de la velocidad inducida por el viento sobre la superficie del lago, de unos 15 a 20 m de espesor en la superficie, con velocidades superficiales de entre 150 y 60 cm/s (5 km/h), con dirección entre 180 y 190° y del cuadrante 90°.

De acuerdo a la Figura 101, el perfil de velocidad del ADCP1000 tiene indicado 3 zonas: una capa de fondo prácticamente estancada, una capa intermedia y una capa superficial regulada directamente por el viento. Para cada una de esas zonas se promediaron los valores de velocidad, creando así una serie de tiempo representativa de cada capa, las cuales se representan en la Figura 102.

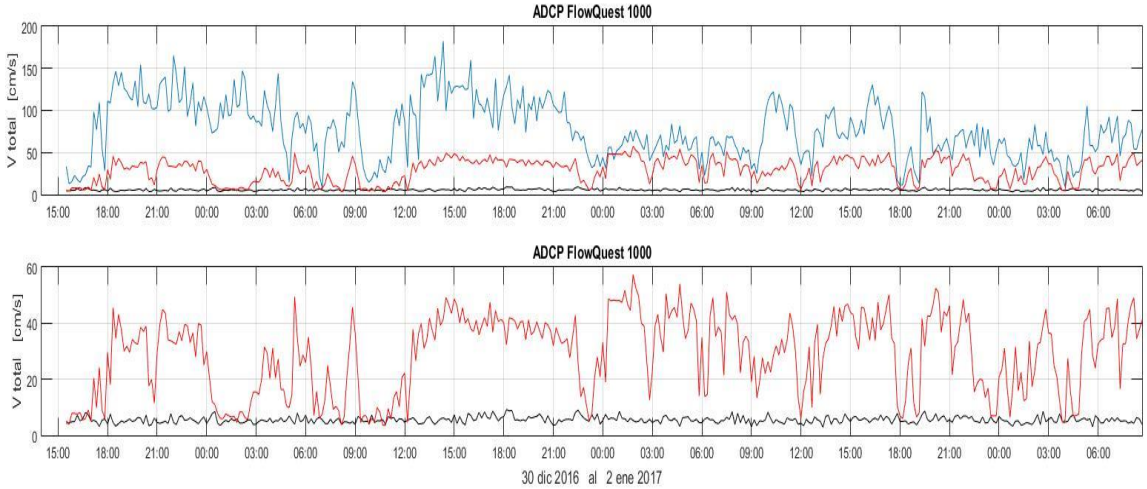


**Figura 102.** Series de tiempo para las capas del ADCP 1000. Capa de fondo en negro, capa intermedia en rojo, capa superficial en azul.

La comparación entre las velocidades de la capa de fondo, prácticamente estancada, con el flujo intermedio, se aprecia en el panel inferior de la Figura 102. Cabe destacar que la capa intermedia presentó una velocidad variable y consistente (en magnitud y dirección), lo cual puede ser debido a variaciones en el origen desconocido del flujo intermedio (una resonancia o seiche lacustre o un mecanismo de redistribución de energía superficial del lago hacia las capas más profundas).

La circulación del lago Sofía, regulada por el viento y la topografía, es el resultado del forzante viento sobre la superficie del lago, el que hace que la superficie se desplace de un extremo al otro (en su eje principal) en una hora aproximadamente. En tanto que una partícula que entra a la capa de fondo, se mueve muy lento (70 m en una hora), por lo que cualquier partícula cayendo al fondo se tendería a acumular (por haber poca energía para la mezcla en la capa de fondo).

### 4.2.16. Análisis comparativo de los lagos en estudio

#### a) Factores Físico Químicos

La temperatura de los diferentes lagos a través del tiempo (2014 - 2016) se aprecia en la Figura 103, donde las variaciones están dadas por las diferentes estaciones de muestreo dentro de cada lago y por la estación del año donde se tomaron las muestras siendo las mayores fluctuaciones en los lagos Chilotes (entre 8 y 20 °C), donde se registraron las mayores temperaturas. Los lagos

Araucanos se caracterizaron por temperaturas máximas de hasta ~ 18 °C, siendo las más bajas alrededor de los 8 °C. Los lagos Patagónicos, Yelcho, Riesco y Sofia no son los más fríos. La fluctuación estacional de temperatura se puede apreciar en los diferentes años donde los más cálidos responden a muestreos de primavera - verano y los más fríos a muestreos de otoño - invierno.

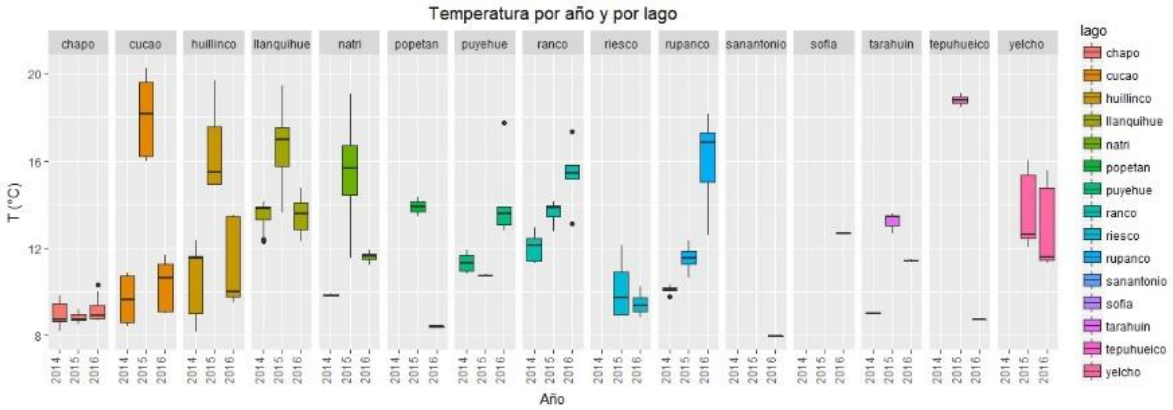


**Figura 103.** Temperatura (°C) de los diferentes lagos muestreados de acuerdo al año.

En general, el pH de los lagos varió entre 6 y 8 dependiendo del año en que se tomó la muestra y del lago, pero no se aprecian diferencias entre lagos Chilotes, Araucanos y Patagónicos. La diferencia más marcada dentro de cada lago puede atribuirse a la estación del año donde se tomó la muestra (diferentes años y diferentes épocas de muestreo). La variación de mayor magnitud se apreció durante el año 2014 en el lago Rupanco, donde las estaciones mostraron un pH que va desde 4 a 8 (Figura 104).

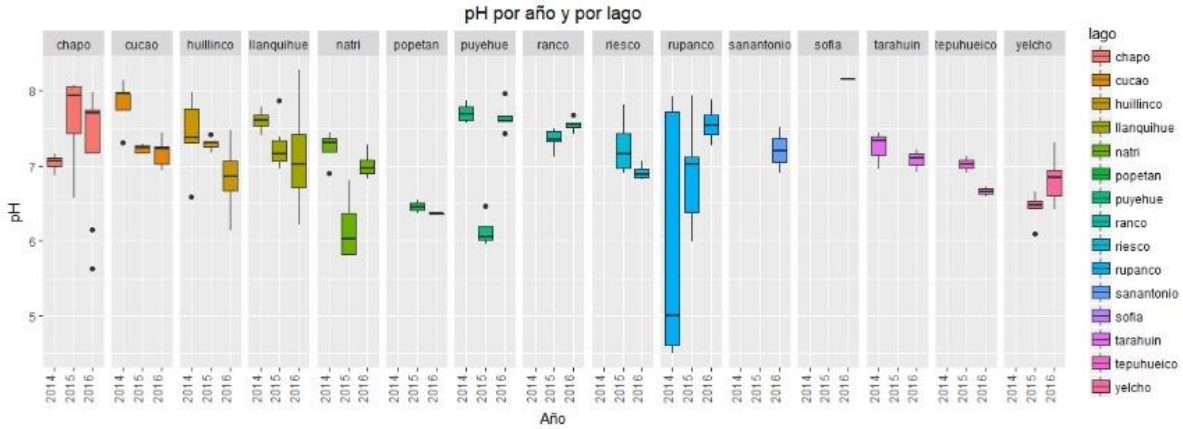


**Figura 104.** Boxplot de pH por lago muestreado y año.

La conductividad se apreció en general con valores alrededor del 0 µS/cm, excepto en 2 lagos Chilotes interconectados con influencia marina (Cucao y Huillinco) donde alcanzaron valores

cercanos a los 28.000 µS/cm en la capa más profunda. En estos lagos se forma una columna de agua estratificada donde la capa superficial se aprecia con una conductividad de 0 a 5.000 µS/cm correspondiente a agua dulce, y una capa más profunda de fondo donde la conductividad se asocia a aguas más saladas con conductividades entre los 19.000 y 28.000 µS/cm (Figura 105).

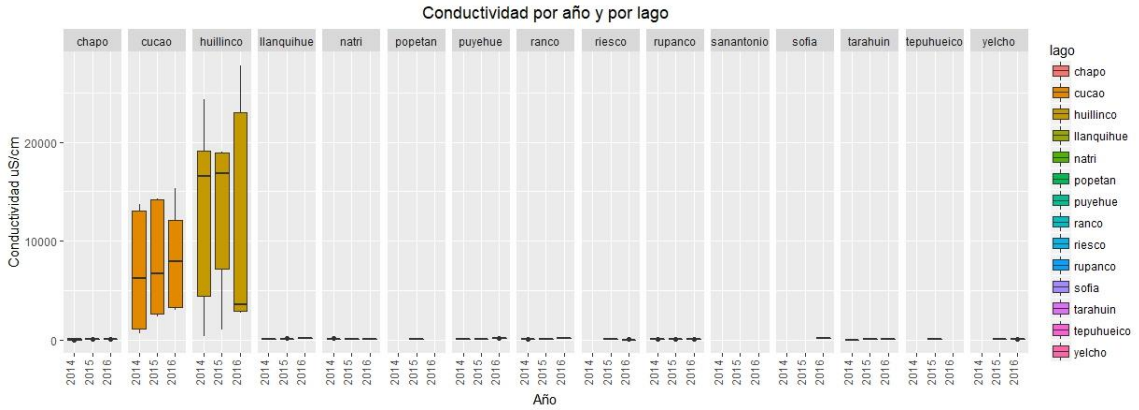


**Figura 105.** Boxplot de conductividad (µS/cm) por año y por lago.

Del mismo modo que la conductividad, el oxígeno (Figura 106) tiene sus mayores variaciones de concentración en la columna de agua de los lagos Cucao y Huillinco, donde va desde valores cercanos a 0 mg/L hasta los 12 mg/L aprox.. Variaciones dentro de los lagos en cuanto a la concentración de oxígeno de la columna de agua pueden ser atribuidas a los diferentes años de toma de muestra (o diferente época de muestreo). No se aprecia diferencia entre lagos Chilotes, Araucanos y Patagónicos.

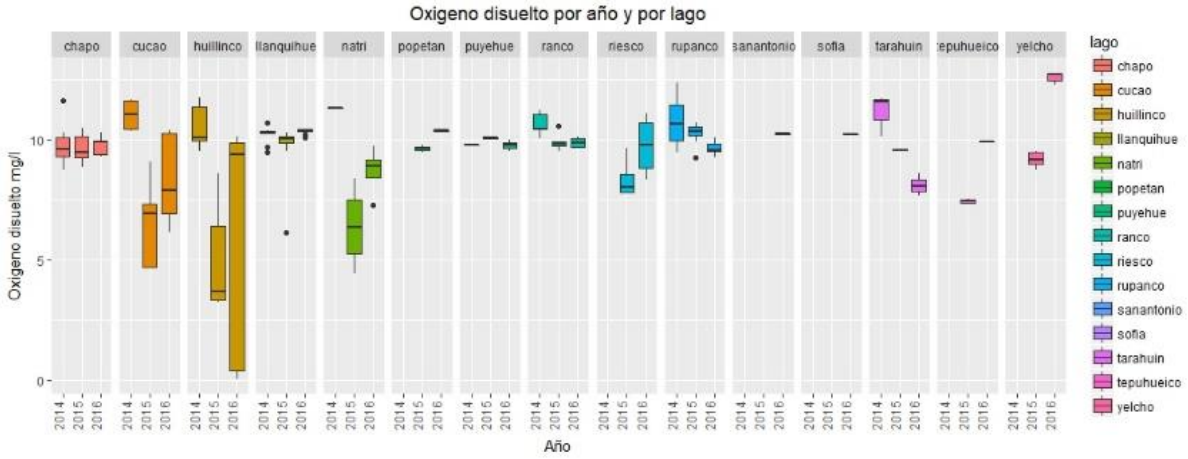


**Figura 106.** Boxplot del oxígeno (mg/L) disuelto por año y por lago.

### b) Clorofila *a* y Nutrientes

La clorofila *a* de los lagos muestreados se caracterizó por presentar valores entre 0,4 µg/L a 12 µg/L, siendo los lagos Chilotes: Huillinco, Cucao, Tarahuín, Natri y Tepuhueico los que presentaron

valores más altos de clorofila *a* en la columna de agua (hasta 12 µg/L en el lago Tepuhueico), aunque las variaciones estacionales (años de muestreo) dentro de cada lago también se hicieron presentes (Figura 107). Los lagos Araucanos y Patagónicos por otra parte, conservaron valores a través del tiempo más homogéneos no superando los 2,5 µg/L y parecieran no haber diferencias estacionales en las concentraciones de clorofila *a* de la columna de agua.

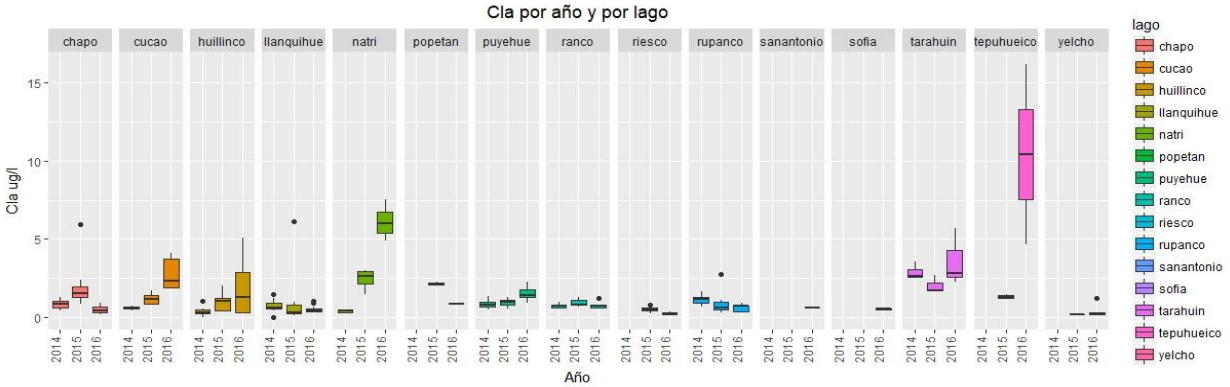


**Figura 107.** Boxplot de la concentración promedio de Cl *a* (µg/L) en la columna de agua de los diferentes lagos muestreados entre los años 2014-2016.

La concentración de $NH_4^+$ en la columna de agua de los lagos muestreados fue claramente mayor en el lago Huillinco, alcanzando valores de 4.000 µg/L, lo que contrasta con los valores observados en los restantes lagos, donde la concentración no superó los 250 µg/L. Las variaciones estacionales se hicieron presente en este lago, pero pareciera no tener influencia en los restantes donde las variaciones no fueron significativas (Figura 108).

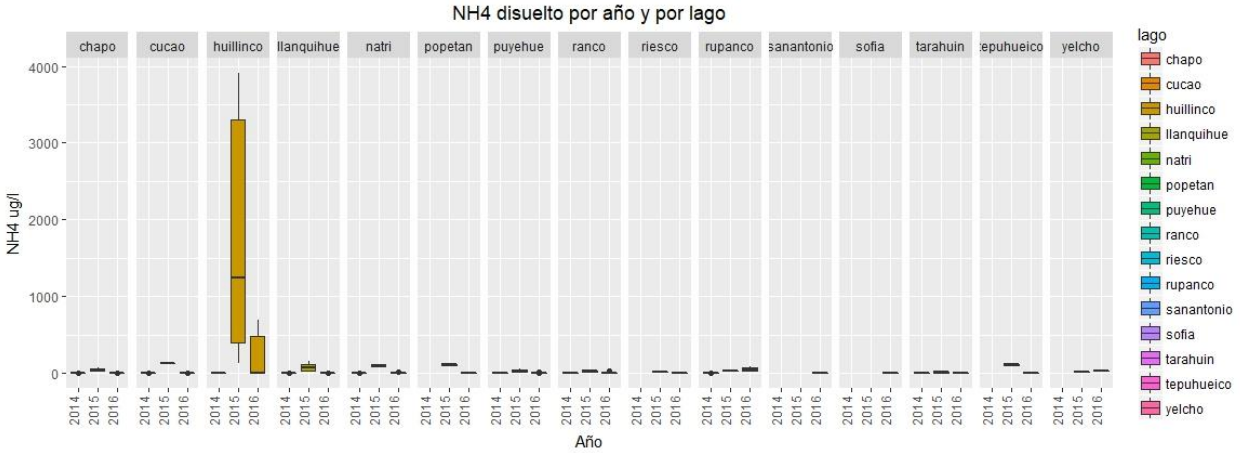


**Figura 108.** Boxplot de la concentración de $NH_4^+$ (µg/L) a través del tiempo y por lago.

Las concentraciones de $NO_2^-$ en la columna de agua de los lagos Cucao, Huillinco, Natri y especialmente el lago Popetán durante el año 2015 fueron significativamente diferentes de las

encontradas durante los otros años, marcando diferencias entre lagos Chilotes y los restantes Araucanos y Patagónicos durante el 2015. Diferencias dentro de los demás lagos fueron de mucho menor magnitud, pero igualmente significativas (Figura 109).

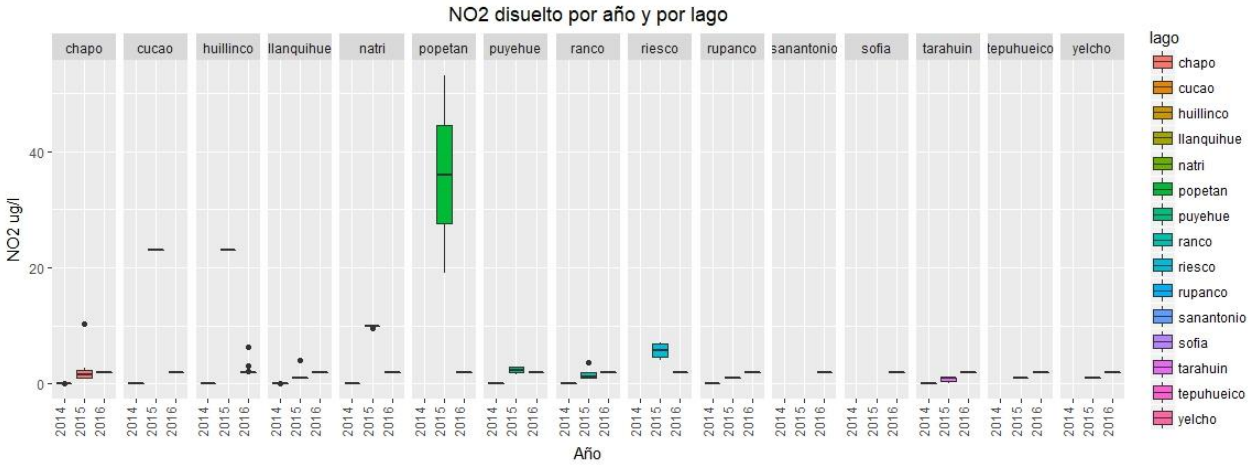


**Figura 109.** Boxplot de la concentración de $NO_2^-$ (µg/L) en la columna de agua a través del tiempo (2014-2016).

Por otra parte, el $NO_3^-$ mostró una tendencia similar al $NO_2^-$ durante el 2015, sumando en esta ocasión a los lagos Chapo, Llanquihue, Ranco, Riesco, Rupanco y Yelcho, con valores que fueron desde los 50 a los 550 µg/L aprox. durante el año 2015, mientras que el máximo durante los restantes años no sobrepasó los 75 µg/L aprox. (Figura 110).

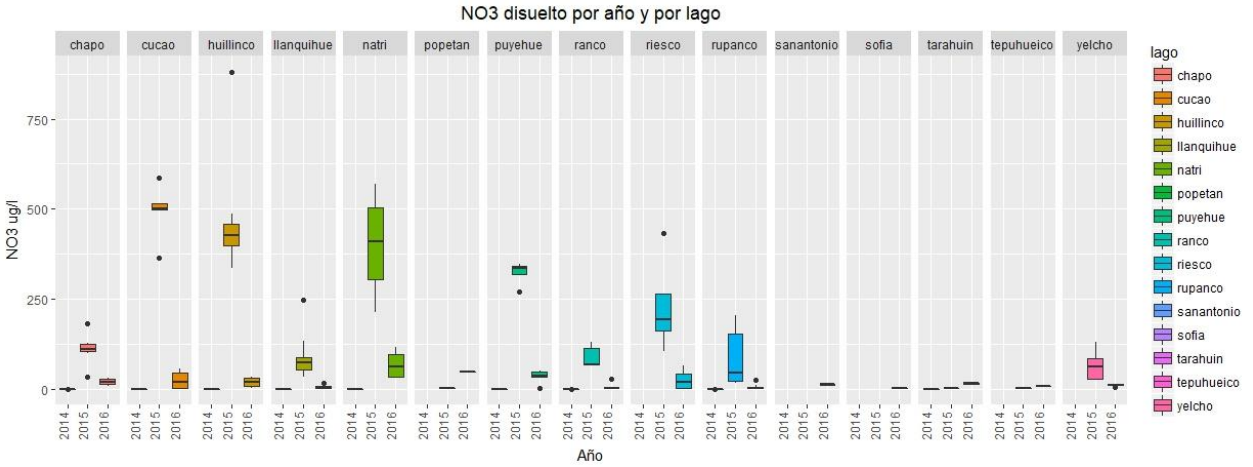


**Figura 110.** Boxplot de la concentración de $NO_3^-$ (µg/L) en la columna de agua por año y por lago.

El NT claramente se vio influenciado por las concentraciones de $NH_4^+$ encontradas en el lago Huillinco durante los años 2015 y 2016 (hasta 6000 µg/L), apareciendo el lago Cucao durante el 2015 con aprox. 2500 µg/L. Los restantes lagos no superaron los 300 µg/L aprox. (Figura 111).

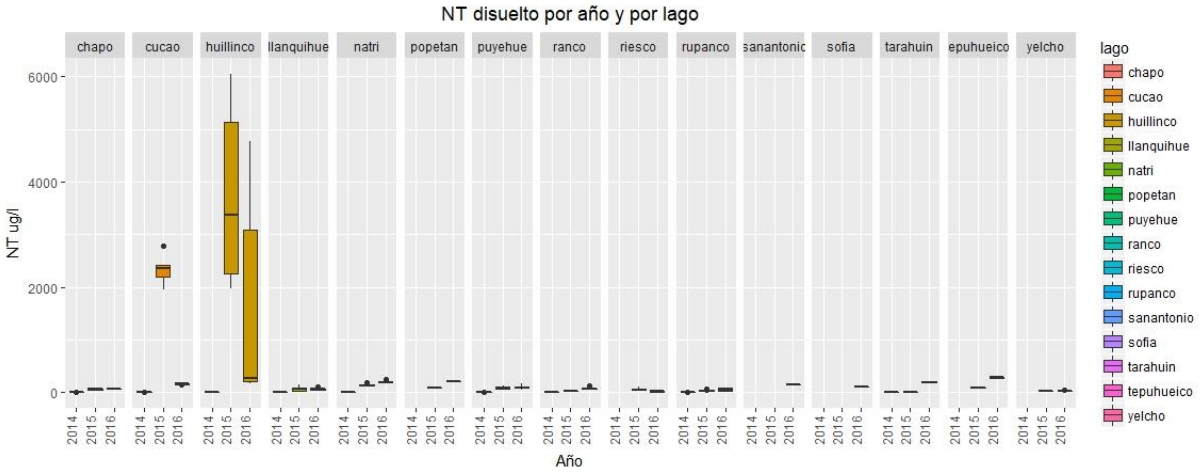


**Figura 111.** Boxplot de la concentración de NT (µg/L) en la columna de agua de los lagos muestreados desde 2014 al 2016.

Las concentraciones de $PO_4^{3-}$ en la columna de agua del lago Huillinco y Cucao siguieron los mismos patrones que los de la familia del nitrógeno, alcanzando el lago Huillinco concentraciones de 3.400 µg/L aprox. durante el año 2015, mientas que el lago Cucao alcanzó concentraciones de $PO_4^{3-}$ de aprox. 1250 µg/L. Los restantes lagos no sobrepasaron los 200 µg/L (Figura 112).

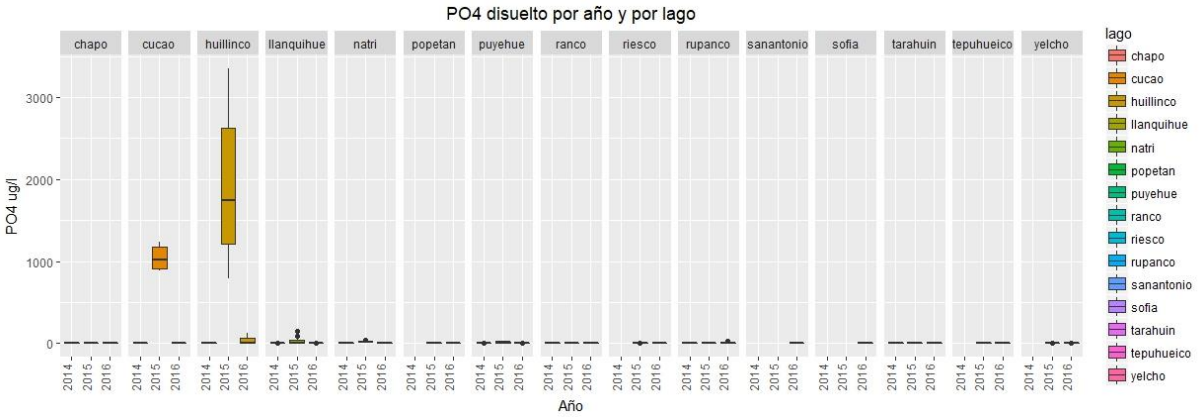


**Figura 112.** Boxplot de la concentración de $PO_4^{3-}$ (µg/L) en la columna de agua, por año y lago de muestreo.

El PT siguió la tendencia del $PO_4^{3-}$, donde sus mayores valores se alcanzaron durante el 2015 en los lagos Huillinco y Cucao. Los restantes lagos no superan los ~ 70 µg/L (Figura 113).

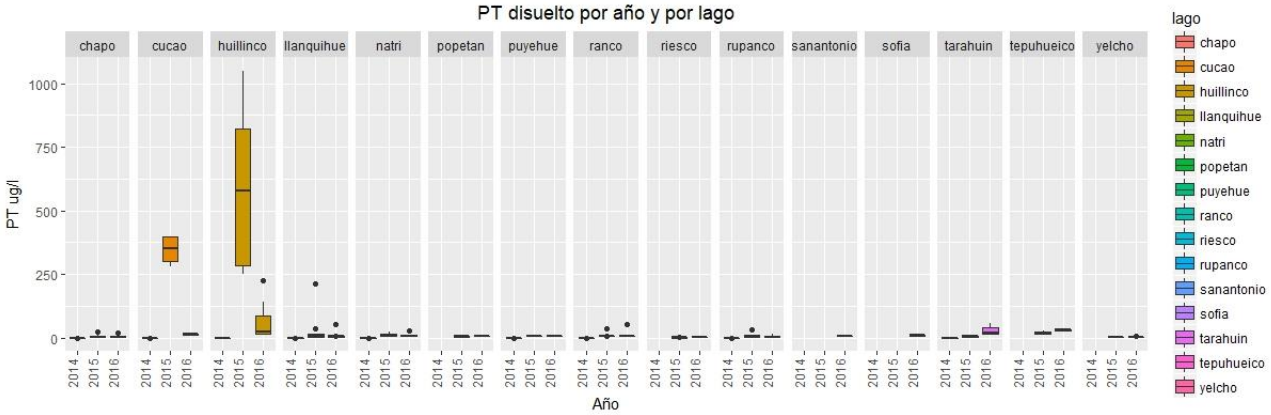


**Figura 113.** Boxplot de la concentración de PT (µg/L) en la columna de agua por lago y por año.

**c) Análisis de cluster por lago y por año.**

Para la realización de los análisis de cluster se tomaron en cuenta los parámetros físico-químicos de la columna de agua, así como también los nutrientes y la concentración de clorofila *a* en la columna de agua.

El análisis que engloba la totalidad de los datos del 2014 (Figura 114), agrupados por lago nos mostró una clara separación de los lagos Huillinco y Cucao. Ésto principalmente debido a las altas concentraciones de nutrientes, clorofila *a*, conductividad, pH, temperatura y variaciones oxígeno. Una separación secundaria se apreció entre los restantes lagos Chilotes y Araucanos, exceptuando el lago Natri que de acuerdo a las características de 2 de sus estaciones presentó cierto parecido al lago Rupanco.

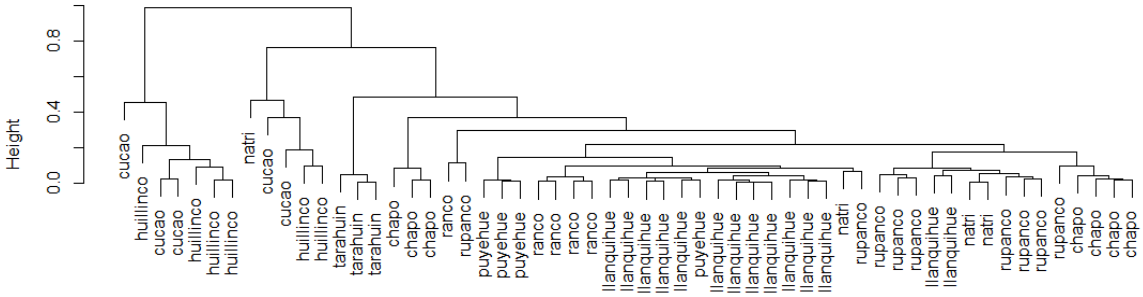


**Figura 114.** Análisis de Clúster de los lagos en base a los parámetros físico químicos, nutrientes y clorofila *a* durante el año 2014.

Para el año 2015 se apreció algo similar al 2014, con la separación clara de los lagos Huillinco y Cucao, pero los restantes lagos Chilotes se integraron a los lagos Araucanos de acuerdo a las características de sus estaciones (Figura 115).

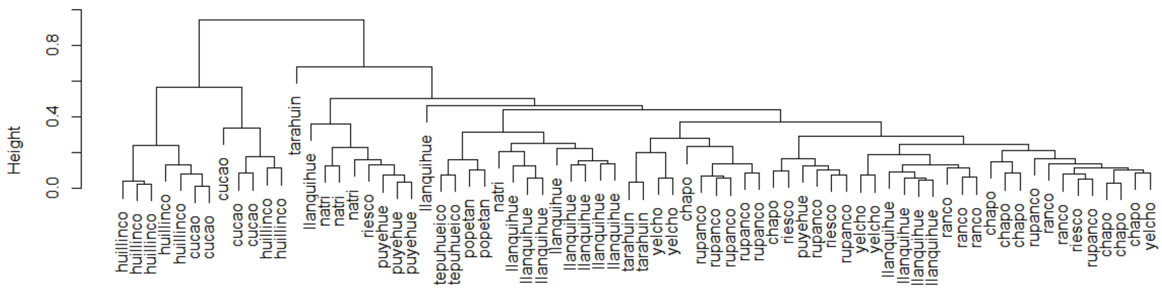


**Figura 115.** Análisis de Cluster de las características físico - químicas, nutrientes y clorofila *a* de la columna de agua durante el 2015.

Para el 2016, nuevamente se separaron los lagos Huillinco y Cucao, además se hace presente una separación secundaria de los lagos Chilotes frente a los Araucanos y Patagónicos, aún más clara que la del año 2014 (Figura 116).

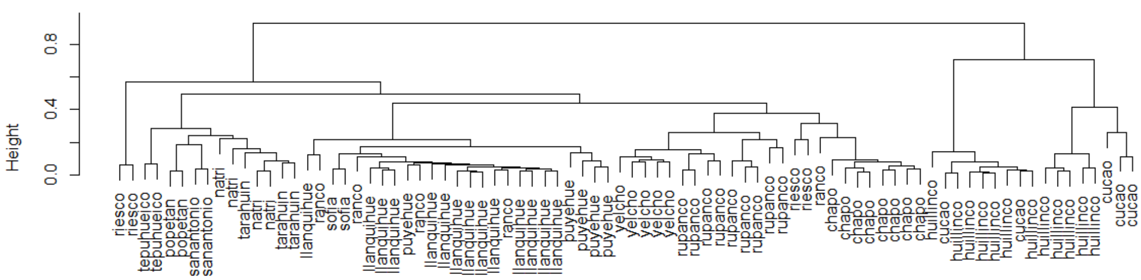


**Figura 116.** Análisis de Cluster de los parámetros físico - químicos, nutriente y clorofila *a* de la columna de agua en las diferentes estaciones por lago y año 2016 de muestreo.

Un análisis de Cluster hecho con los promedios por lago y año, nos reforzó la separación de los lagos Huillinco y Cucao a través del tiempo de los diferentes lagos, quedándose los restantes lagos Chilotes en condiciones similares a la de los lagos Araucanos y Patagónicos (Figura 117).

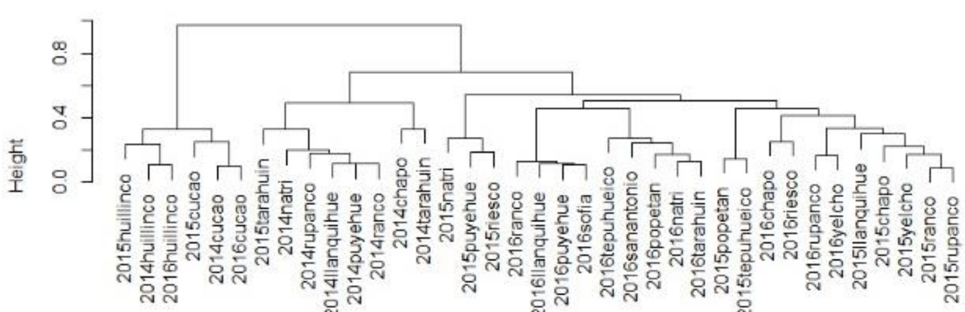


**Figura 117.** Análisis de cluster de los promedios por lago y año de los parámetros físico - químicos, nutrientes y clorofila *a* en la columna de agua de los lagos muestreados entre 2014 y 2016.

Un análisis multivariado de varianza (Adonis) para los datos físico- químicos, nutrientes y clorofila *a*, nos confirmó la existencia de diferencias significativas entre los años de muestreo ($p < 0.001$), los lagos muestreados ($p < 0.001$) y la existencia de interacciones entre año y lago ($p < 0.001$), por lo que no se deben interpretar por separado (las diferencias encontradas dependen tanto del año en que se tomó la muestra como del lago que se está evaluando).

El análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) sobre las variables físico químicas, nutrientes y clorofila *a* nos muestró que hay lagos que se agruparon de acuerdo a variables físico químicas como la temperatura, el pH, la concentración de oxígeno en la columna de agua y la clorofila *a*, mientras que otros se agruparon de acuerdo a nutrientes como en $NH_4^+$, $NO_2^-$, $NO_3^-$, NT, $PO_4^{3-}$ y PT. En tanto, la conductividad fue un factor que separó a otro grupo (Figura 118), concordando ésto con los Análisis de Cluster, de Boxplot y Adonis.

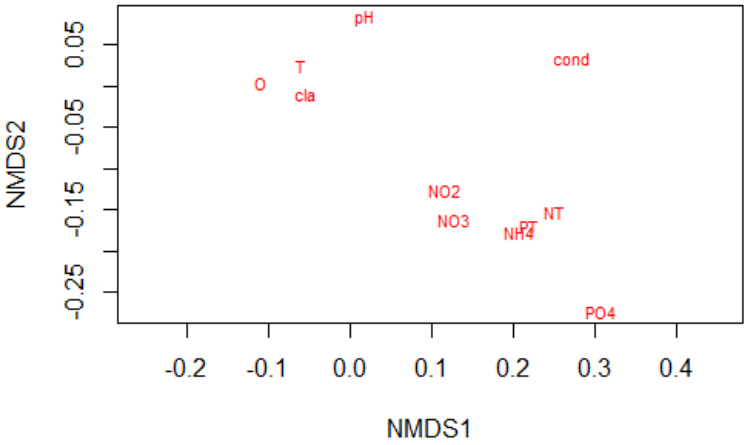


**Figura 118.** NMDS de las variables físico - químicas, nutrientes y clorofila *a* entre los años 2014 y 2016.

### d) Fitoplancton

De acuerdo a los datos de abundancia de especies de fitoplancton de cada estación por lago entre los años 2014 y 2016, se obtuvo el índice de diversidad de Shannon Wiener que se puede apreciar en la Figura 119, la cual nos mostró que la diversidad en general aumentó a través del tiempo, siendo variable dentro de los lagos (entre las estaciones de muestreo), entre lagos y a través del tiempo.

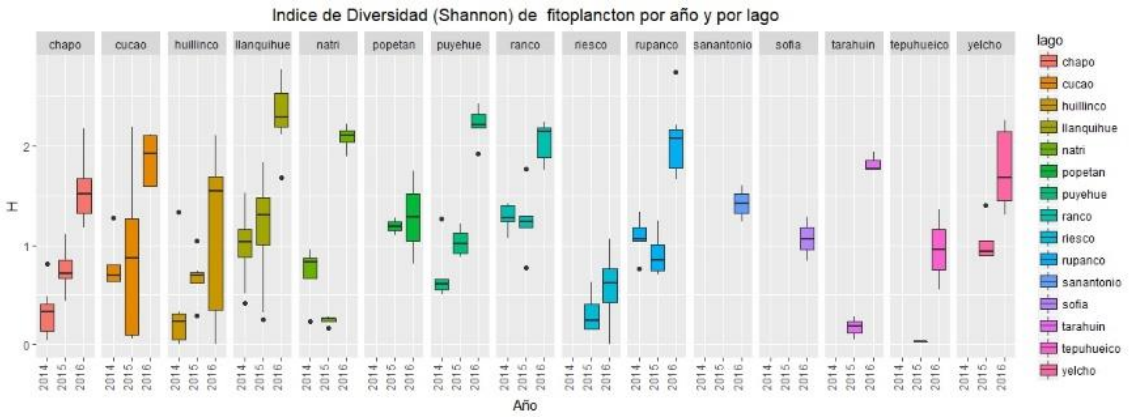


**Figura 119.** Boxplot del índice de Shannon Wienner por lago entre 2014 y 2016.

Por otro lado, un análisis de varianza nos mostró la existencia de diferencias significativas entre los años ($P < 0.001$), entre los lagos ($P < 0.001$) y también nos indicó interacción ($P < 0.001$) entre ambos factores antes mencionados, por lo que no se deben interpretar por separado.

Un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de la diversidad comunitaria del fitoplancton entre los años 2014 y 2016 nos agrupó los lagos Araucanos dejando al complejo Huillinco - Cucao en un lado y en la parte superior el resto de lagos Chilotes (Figura 120). Los lagos Patagónicos se ubicaron en la parte superior a la izquierda formando otro grupo, aunque su diferencia con los lagos Chilotes, debido a la distancia que los separó, no fue significativa.

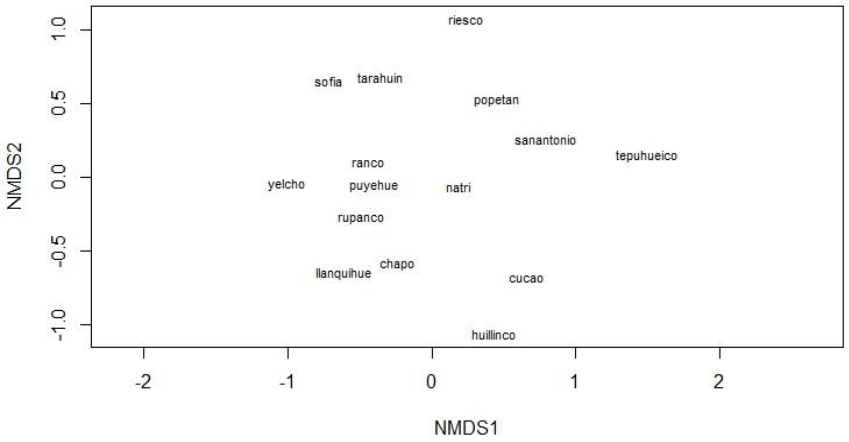


**Figura 120.** Análisis NMDS sobre la abundancia comunitaria de fitoplancton entre los años 2014-2016.

Un Análisis de Cluster, sobre los mismos datos usados en el NMDS, nos indicó claramente diferencias entre las comunidades fitoplanctónicas de los lagos Chilotes y los Araucanos-Patagónicos, quedando en forma separada el lago Llanquihue del año 2015, ya que se hicieron muestreos de invierno y de verano (Figura 121). Por otra parte, cuando analizamos de acuerdo a los

años de muestreo se apreció una similitud entre los años 2014 y 2015, quedando por separado el año 2016 y mostrando diferencias frente a años anteriores (Figura 122).

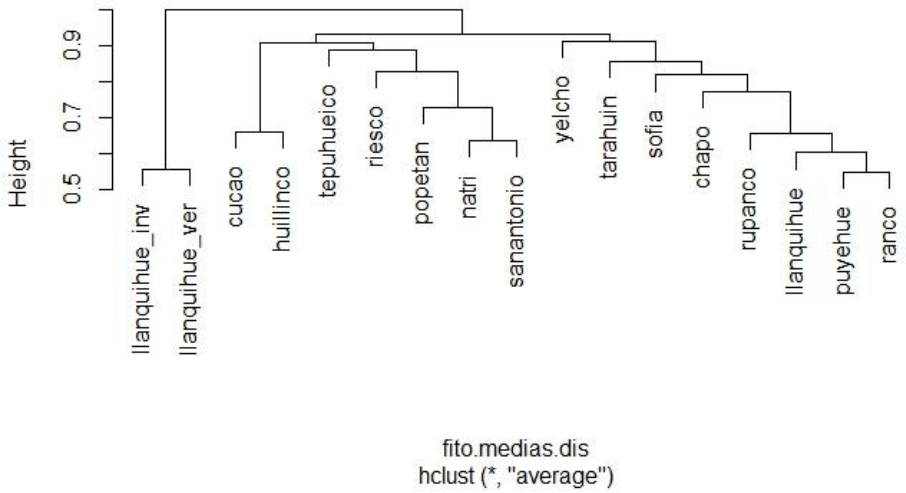


**Figura 121.** Análisis de Cluster sobre la abundancia de las comunidades fitoplanctónicas en los lagos muestreados entre los años 2014 y 2015.

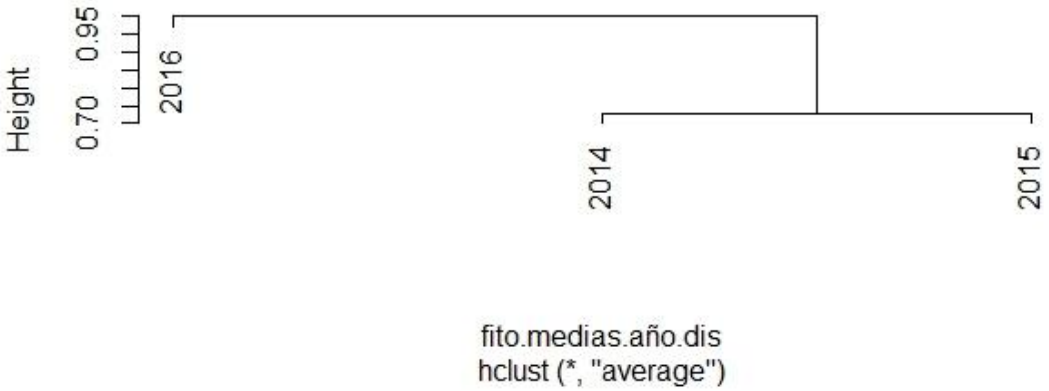


**Figura 122.** Análisis de Cluster de las comunidades fitoplanctónicas analizadas por año.

**e) Zooplancton**

El análisis de Boxplot de los índices de diversidad de Shannon-Wienner obtenidos desde la abundancia zooplanctónica de los lagos muestreados nos mostró diferencias entre los años de muestreo dentro de cada lago, pero también nos mostró diferencias entre los lagos muestreados (Figura 123). Un análisis de varianza sobre los mismos datos nos corroboró lo mostrado por el Boxplot donde se registraron diferencias significativas entre los años de muestreo ($P < 0.001$), entre los lagos ($P < 0.01$), pero también nos mostró que existe una interacción entre los años de muestreo y los lagos muestreados ($P < 0.001$).

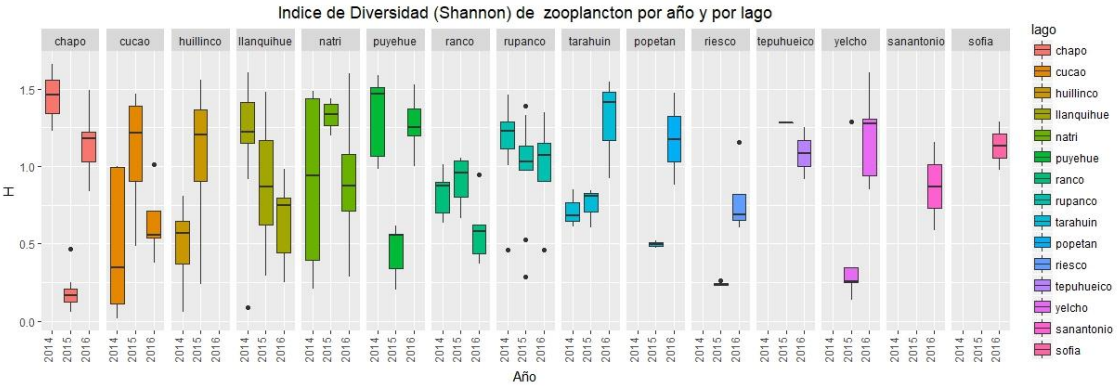


**Figura 123.** Análisis de Boxplot de la diversidad del zooplancton de acuerdo al lago muestreado y al año de muestreo.

Por otra parte, un análisis de NMDS sobre la abundancia comunitaria zooplanctónica de los lagos muestreados entre los años 2014 y 2016, también nos evidenció una separación entre los lagos Chilotes que se ubican en la parte inferior de la Figura 124, versus los Araucanos y Patagónicos que se ubicaron en la parte superior del gráfico, aunque las distancias entre los lagos no parecieron ser determinantes. Dentro de los lagos Chilotes también se observó la separación del lago Cucao.

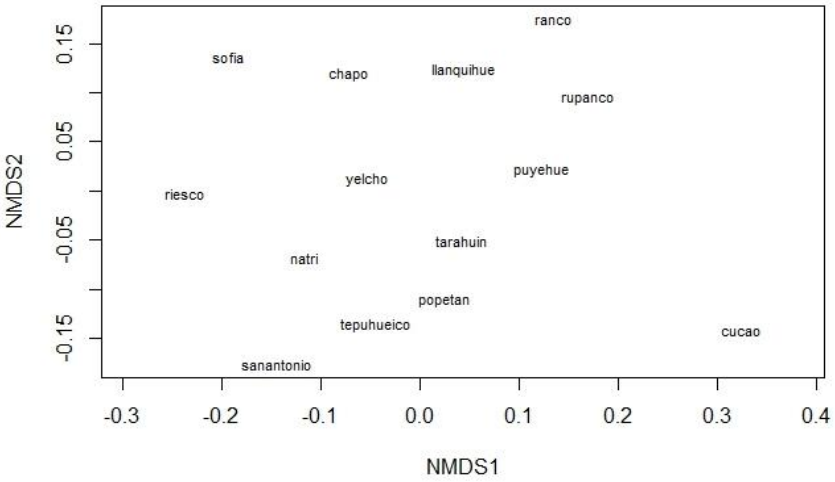


**Figura 124.** Análisis de NMDS sobre la abundancia comunitaria de zooplancton en los lagos muestreados entre los años 2014 y 2016.

Un Análisis de Cluster sobre los datos comunitarios zooplanctónicos (Figura 125) confirmó lo mostrado por el NMDS, donde los agrupamientos mostrados incluyeron tanto lagos Chilotes como Araucanos, solo quedando claramente separados los lagos Llanquihue, Chapo, Riesco y Sofía. Al hacer un análisis a través del tiempo (Figura 126), obtuvimos mayores similitudes entre los años 2014 y 2015, quedando separado el año 2016.

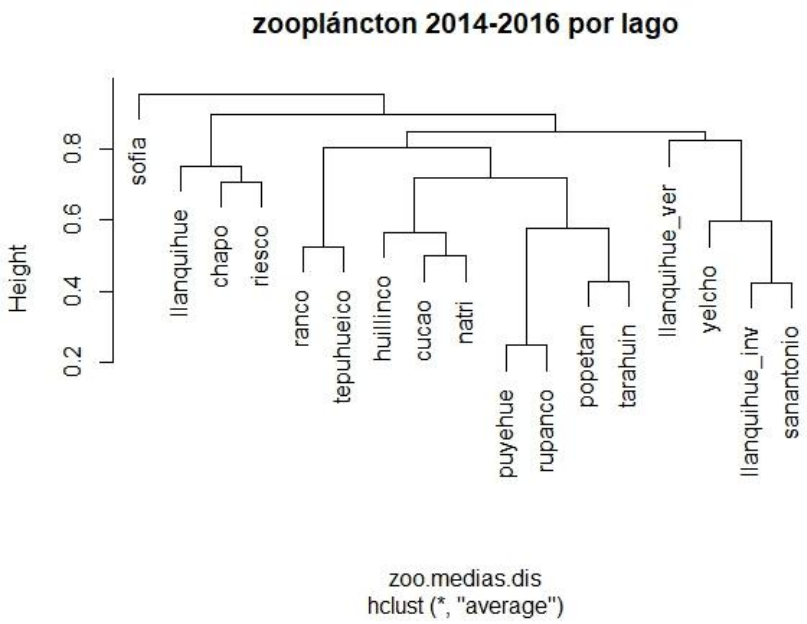


**Figura 125.** Análisis de Cluster sobre la abundancia de las comunidades zooplanctónicas de los lagos muestreados entre los años 2014 y 2016.

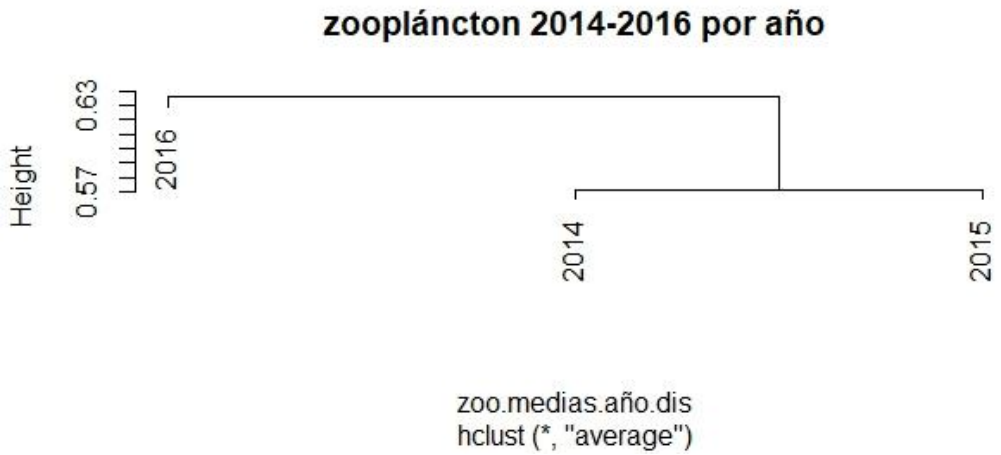


**Figura 126.** Análisis de Cluster sobre la abundancia de las comunidades zooplanctónicas entre los años 2014 y 2016.

## 4.3. Objetivo específico 3.

*Evaluar el estado trófico en todos los lagos estudiados.*

### 4.3.1. Lago Ranco

**a) Determinación de estado trófico del lago Ranco**

En la Figura 127 se describen los valores obtenidos para los cuatro parámetros indicadores de trofía. De acuerdo a la transparencia, el nitrógeno y fósforo total, el lago Ranco se encuentra en un estado de oligotrofía. En tanto, la clorofila *a* presentó valores considerados ultraoligotróficos.

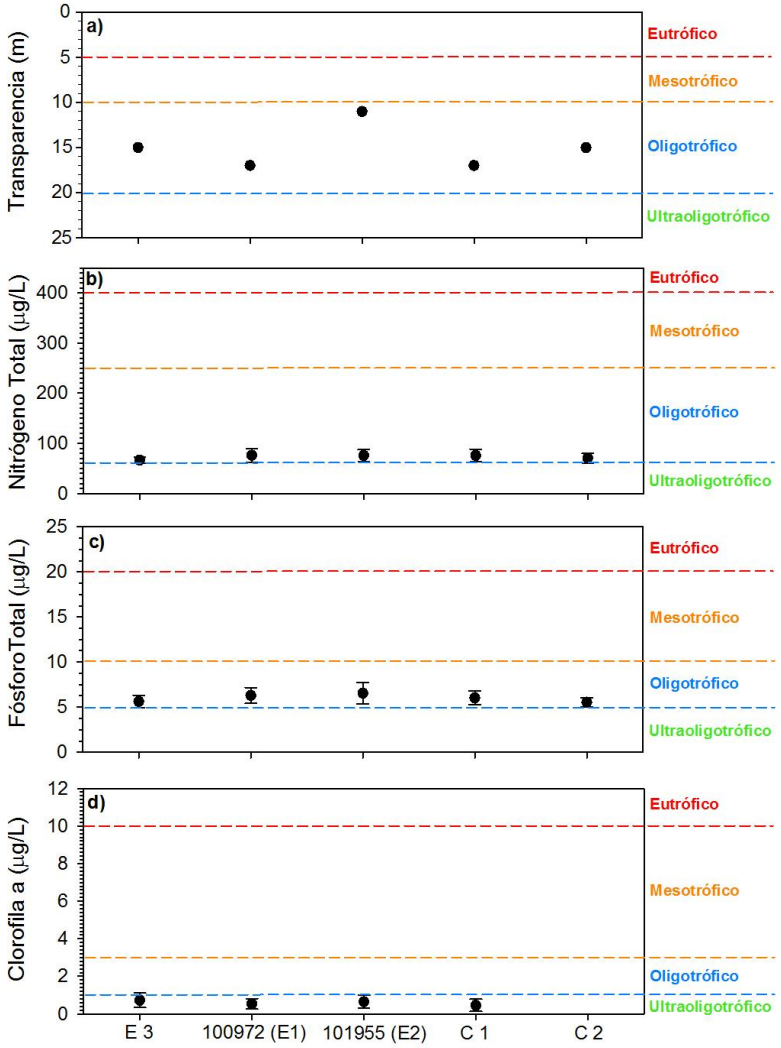


**Figura 127.** Valores de (a) transparencia y concentraciones promedio de (b) nitrógeno total, (c) fósforo total y (d) clorofila *a* para cada estación del lago Ranco en verano del 2017. Líneas punteadas indican el rango trófico para cada variable.

### b) Comparación histórica de parámetros de trofía (transparencia, nitrógeno total, fósforo total, clorofila *a*) en lago Ranco

De acuerdo al estudio realizado por Woelfl *et al.* (2011), en donde se estableció una base de datos en base al análisis de datos recopilados de la DGA, se obtuvo que los parámetros de NT y PT presentaron algunos problemas, por lo que no se incluyó en los presentes resultados. Al comparar estos parámetros de acuerdo a las tres etapas del proyecto (etapa II, III y IV), se observó que, en general, los valores de transparencia oscilaron entre la mesotrofía y oligotrofía. En tanto las concentraciones de clorofila *a* indicaron características de estado ultra a oligotrofía. El PT reportó valores oligotróficos, salvo la estación 101955 (E2) en ambas etapas, mientras que el NT mayoritariamente no mostró cambios de trofía, caracterizándose sus valores en estado ultraoligotrófico (Tabla 41).

**Tabla 41.** Revisión de Indicadores de trofía (transparencia, clorofila *a*, fósforo total y nitrógeno total) para la II, III y IV etapa del proyecto, en el lago Ranco.

Ultraoligotrófico | Oligotrófico | Mesotrófico | Eutrófico

| Etapas de proyecto | 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 | |
| II Etapa (Pesse *et al*. 2016) | 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 et al. 2017) | 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 | 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 |

## 4.3.2. Lago Puyehue

### a) Determinación de estado trófico del lago Puyehue

Los valores de transparencia obtenidos en el presente estudio se encuentran entre la mesotrofía y eutrofía. El nitrógeno y fósforo total registraron en su mayoría valores considerados oligotróficos, mientras que la clorofila *a* presentó valores promedio entre la ultra a oligotrofía (Figura 128).

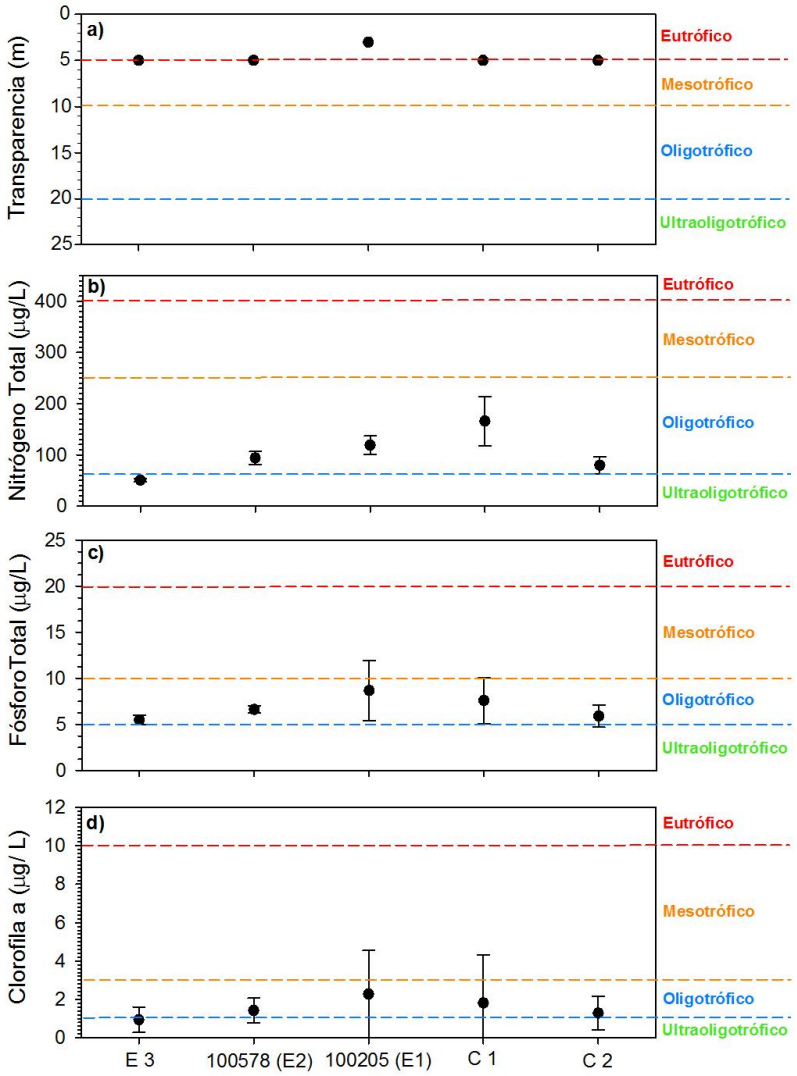


**Figura 128.** Valores de (a) transparencia y concentraciones promedio de (b) nitrógeno total, (c) fósforo total y (d) clorofila *a* para cada estación del lago Puyehue verano 2017. Líneas punteadas indican el rango trófico para cada variable.

### b) Comparación histórica de parámetros de trofía (transparencia, nitrógeno total, fósforo total, clorofila *a*) en lago Puyehue

Se han realizado diversos estudios limnológicos relacionados a las variables de trofía en el lago Puyehue, sin embargo, de acuerdo a lo evaluado por Woelfl *et al.* (2013) en la I etapa del proyecto, los valores de fósforo y nitrógeno total en su mayoría parecieran ser dudosos, no así la transparencia y clorofila *a*. Ante ello, se consideró realizar un análisis comparativo sólo para los resultados obtenidos en las etapas del presente estudio (II, III y IV etapa).

De acuerdo a lo obtenido en las etapas del presente proyecto, el promedio de los valores de nitrógeno presentó en su mayoría características de oligotrofía, mientras que el fósforo total tendió a la oligotrofía con algunos valores dentro del rango de la mesotrofía. La clorofila *a*, durante la II etapa, registró concentraciones dentro del rango de la ultraoligotrofía, incrementando a un estado oligotrófico durante la III y IV etapa. Al igual que en la transparencia, se observó un aumento de trofía en el tiempo, registrándose durante la III etapa valores mesotróficos, y en la IV etapa se registraron valores tendientes a la eutrofía (Tabla 42).

**Tabla 42.** Revisión de Indicadores de trofía (transparencia, clorofila *a*, fósforo total y nitrógeno total) para la II, III y IV etapa del proyecto, en el lago Puyehue.

Ultraoligotrófico | Oligotrófico | Mesotrófico | Eutrófico

| Etapas de proyecto | 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 *et al*. 2016)** | 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 *et al*. 2017)** | 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** | 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 |

### 4.3.3. Lago Rupanco

#### a) Determinación de estado trófico del lago Rupanco

De acuerdo a los valores de transparencia, el lago Rupanco se caracteriza por su oligotrofía. El nitrógeno total en su mayoría presentó valores ultraoligotróficos, mientras el fósforo total fluctuó entre la ultraoligotrofía y eutrofía. La clorofila *a* registró valores considerados ultraoligotróficos (Figura 129).

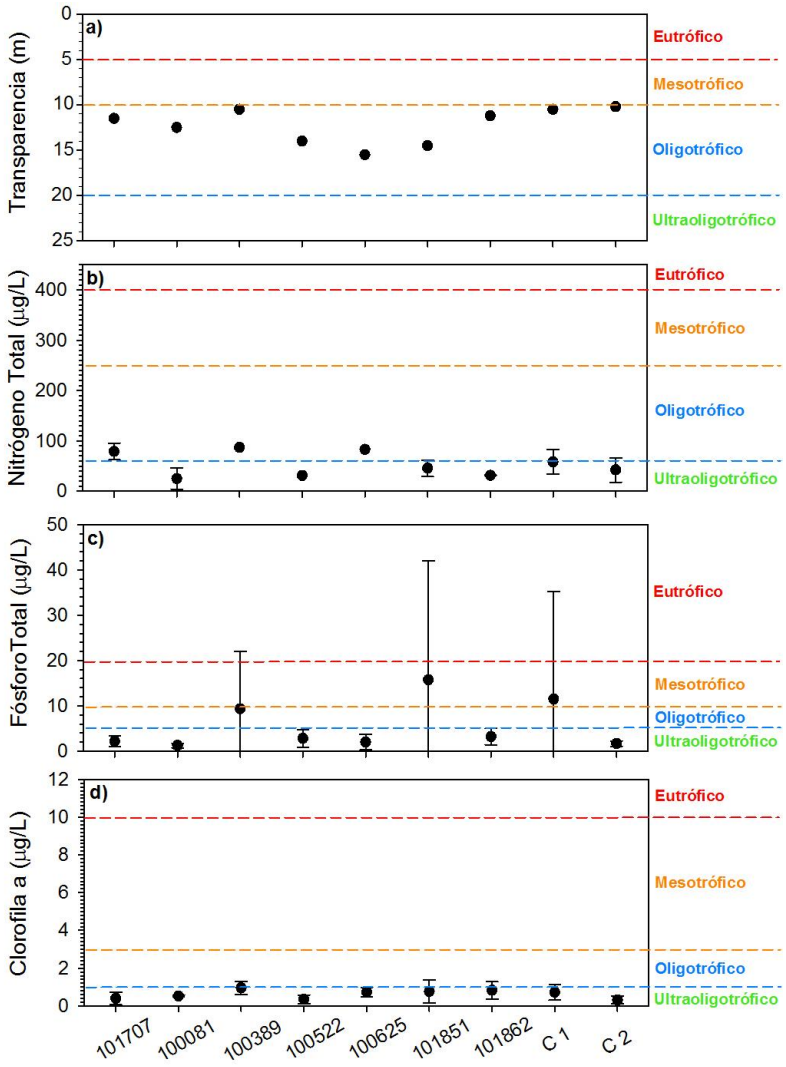


**Figura 129.** Valores de (a) transparencia y concentraciones promedio de (b) nitrógeno total, (c) fósforo total y (d) clorofila *a* para cada estación del lago Rupanco en otoño del 2016. Líneas punteadas indican el rango trófico para cada variable.

### b) Comparación histórica de parámetros de trofía (transparencia, nitrógeno total, fósforo total, clorofila *a*) en lago Rupanco

De acuerdo a lo reportado por Woelfl *et al.* (2013) en la I etapa del proyecto, en el lago Rupanco existen datos históricos disponibles desde 1980, provenientes de los estudios realizados por Campos (1986), Campos *et al.* (1992), Soto *et al.* (2002), Woelfl *et al.* (2007). En su mayoría los datos de fósforo total se consideraron dudosos, por lo que solamente se consideró de estos estudios las variables de transparencia y clorofila *a*. De acuerdo a estos datos, el lago ha mantenido su estado ultraoligotrófico. Sin embargo, a partir de la I etapa del proyecto se observó que la transparencia tendió a la oligotrofía, con algunos valores dentro del rango de la mesotrofía en la II y

III etapa. Con respecto a la evolución del nitrógeno y fósforo total en las etapas del presente proyecto, se reportaron valores de nitrógeno dentro del rango de la ultraoligotrofía a oligotrofía. En tanto, el fósforo registró valores oligotróficos durante la I etapa, con tendencias a la mesotrofía en la II etapa, valores oscilantes entre la ultraoligotrofía a eutrofía en la III etapa, y en la IV etapa valores entre la oligotrofía a mesotrofía (Tabla 43).

**Tabla 43.** Revisión de Indicadores de trofía (transparencia, clorofila *a*, fósforo total y nitrógeno total) para la II, III y IV etapa del proyecto, en el lago Rupanco.

Ultraoligotrófico | Oligotrófico | Mesotrófico | Eutrófico

| Etapas de proyecto | 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 *et al*. 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 |
| | | C2 | 0-260 | 56,7 | 5,5 | 6,0 | 1,0 | 1,4 | 0,4 | 11,7 |
| II Etapa (Pesse *et al*. 2016) | Primavera 2014 | 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 |
| | | 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 |
| III Etapa (Pesse *et al*. 2017) | Primavera 2015 | 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 | |
| | | 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 |
| IV Etapa | Verano 2017 | 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 |
| | | 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 |

### 4.3.4. Lago Llanquihue

**a) Determinación de estado trófico del lago Llanquihue.**

De acuerdo a los parámetros indicadores de trofía de la Norma Secundaria de Calidad, los valores de la transparencia indicaron un estado oligotrófico. En tanto, el fósforo y nitrógeno total, además de la clorofila *a* se clasificaron dentro de la ultra a la oligotrofía, salvo en la estación 100628 que en todos los casos presentó altos valores (Figura 130).

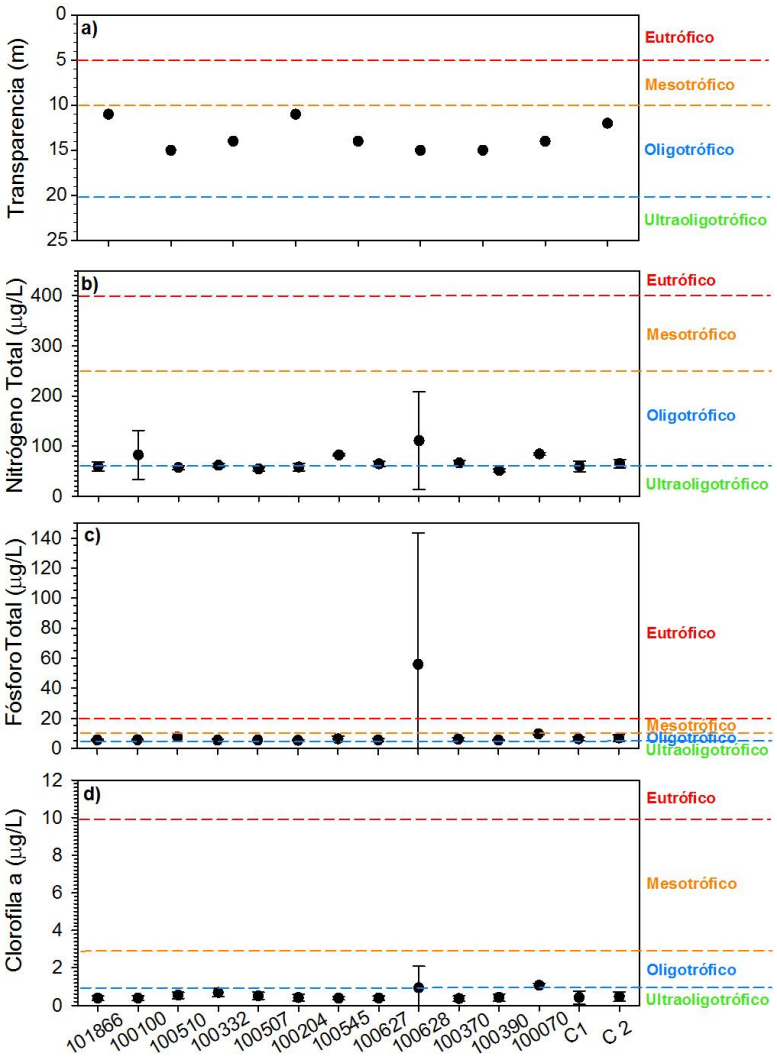


**Figura 130.** Valores de (a) transparencia y concentraciones promedio de (b) nitrógeno total, (c) fósforo total y (d) clorofila *a* para cada estación del lago Llanquihue en primavera del 2016. Líneas punteadas indican el rango trófico para cada variable.

## b) Comparación histórica de parámetros de trofía (transparencia, nitrógeno total, fósforo total, clorofila *a*) en lago Llanquihue.

**Tabla 44.** Revisión de Indicadores de trofía (transparencia, clorofila *a*, fósforo total y nitrógeno total) para la II, III y IV etapa del proyecto, en el lago Llanquihue.

Ultraoligotrófico | Oligotrófico | Mesotrófico | Eutrófico

| Etapas de proyecto | 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 *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 |
| | | C2 | 0-250 | 43,7 | 14,3 | 7,0 | 3,0 | 0,9 | 0,1 | 17 |
| II Etapa (Pesse *et al*. 2016) | Otoño 2014 | 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 |
| III Etapa (Pesse *et al*. 2017) | 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 | #### | 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 | #### | 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 |
| IV Etapa | 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 |
| | | C2 | 0-250 | 64,7 | 8,4 | 6,8 | 2,1 | 0,5 | 0,3 | 19 |

Se han realizado diversos estudios limnológicos relacionados a las variables de trofía en el lago Llanquihue, entre los que destacan principalmente lo realizado por Campos *et al.* (1984) y Campos *et al.* (1987, 1987) (Tabla 44). Además, la DGA monitorea desde 1986 la calidad de agua en cuatro estaciones de muestreo, ubicadas relativamente cerda de los bordes del lago. Sin embargo, de acuerdo a lo evaluado por Woelfl *et al.* (2013) en la I etapa del Proyecto, los valores de fósforo en su mayoría parecieran ser dudosos, no así la transparencia y clorofila *a*. Ante ello, se consideró realizar un análisis comparativo sólo para los resultados obtenidos en las etapas del presente estudio (I, II y III etapa).

Se registró una disminución de la transparencia en los centros 100070, 100390, y 100370, en invierno del 2015, asociándose a las dos últimas estaciones el efecto de la erupción del volcán Calbuco sobre la transparencia. Durante la III etapa de muestreo, específicamente en el verano del 2016, se registraron valores de transparencia dentro de la mesotrofía en las estaciones 100070, 100545 y 100204. En general, se observó que el centro 100070 tiende a la mesotrofía, asociándose estos resultados a las características propias de la bahía, como son la poca profundidad del sector y la baja energía hidrodinámica. En tanto, la clorofila *a*, en general tendió a la oligotrofía. Los resultados de PT indicarían un estado oligotrófico en la I, II y IV etapa, sin embargo, durante la III etapa específicamente en invierno del 2015 y verano del 2016, se registraron concentraciones muy altas en las cercanías de algunos centros de cultivo, además de un alto valor de PT que presentó en la IV etapa el centro 100628. Los valores de NT indicaron un estado ultra a oligotrófico.

### 4.3.5. Lago Chapo

#### a) Determinación de estado trófico del lago Chapo

En la Figura 131 se aprecia que los valores de transparencia se sitúan principalmente en la oligotrofía, salvo la estación 100394 (valor eutrófico) y 100678 (valor mesotrófico). En tanto, el PT presenta valores en su mayoría oligotróficos, al igual que el NT. Sin embargo, en este último parámetro, en la estación 101332 se registraron valores eutróficos. La clorofila *a* tendió a un estado ultraoligotrófico.

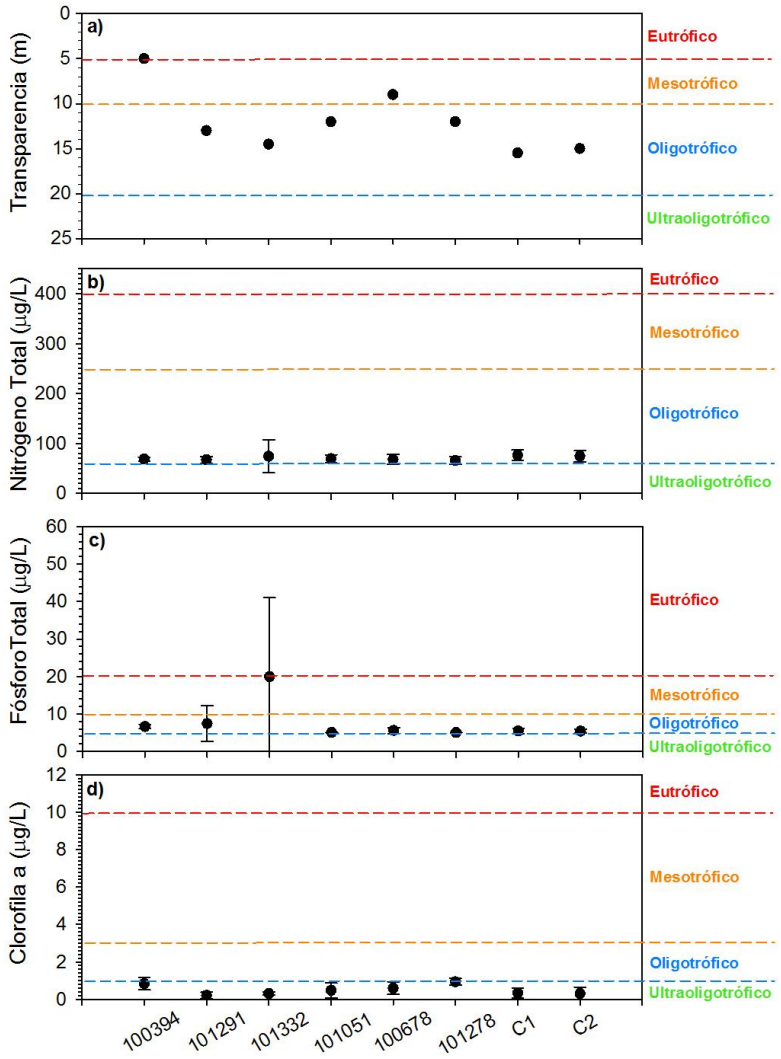


**Figura 131.** Valores de (a) transparencia y concentraciones promedio de (b) nitrógeno total, (c) fósforo total y (d) clorofila *a* para cada estación del lago Chapo en invierno/primavera del 2016. Líneas punteadas indican el rango trófico para cada variable.

### b) Comparación histórica de parámetros de trofía (transparencia, nitrógeno total, fósforo total, clorofila *a*) en lago Chapo

La concentración de clorofila *a* disminuyó en el tiempo, desde mesotrofía en la I etapa a ultraoligotrofía en la IV etapa, mientras que el parámetro de transparencia indicó claramente una tendencia a la eutrofización en la III etapa del proyecto, disminuyendo luego nuevamente en la II etapa. Durante la I y II etapa del proyecto, el PT presentó valores considerados como ultra a oligotrófico, mientras que en la III etapa se registraron valores meso a eutróficos, específicamente en los centros 101332 y 100394, ubicados en la parte occidental del lago. En tanto, el NT indicó un estado ultra a oligotrófico en el tiempo (Tabla 45).

**Tabla 45.** Revisión de Indicadores de trofía (transparencia, clorofila *a*, fósforo total y nitrógeno total) para la II, III y IV etapa del proyecto, en el lago Chapo.

Ultraoligotrófico | Oligotrófico | Mesotrófico | Eutrófico

| Etapas de proyecto | 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 *et al*. 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 (Pesse *et al*. 2016) | 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 (Pesse *et al*. 2017) | 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 | 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 |

## 4.3.6. Lago Popetán

### a) Determinación de estado trófico del lago Popetán

Las concentraciones de fósforo total en el lago Popetán oscilaron entre 7,4 y 9 µg/L, concentraciones asociadas a una condición oligotrófica. Mientras que los valores de color en el lago

Popetán estuvieron entre 29,2 y 45,9 mg Pt/L, encontrándose todos los valores sobre el límite establecido para elevado color (20,46 mg Pt/L). Por lo tanto, a partir del modelo conceptual el lago Popetán poseería una condición distrófica (Figura 132).

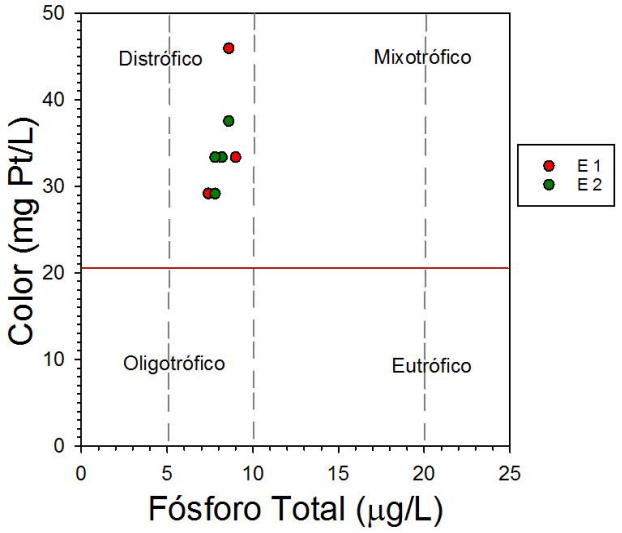


**Figura 132.** Fósforo total (µg/L) versus color (mg Pt/L) en modelo conceptual nutriente color para lago Popetán. Líneas punteadas verticales indican rangos tróficos de PT (ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico y eutrófico) y línea roja horizontal indica rango de color (bajo y elevado).

**b) Comparación histórica de parámetros de trofía (transparencia, nitrógeno total, fósforo total, clorofila *a*) en lago Popetán**

En el lago Popetán, los estudios realizados por Prado-Fiedler *et al.* (1999) y las etapas de este proyecto (III y IV) han incluido las variables utilizadas para la determinación de trofía en sistemas lacustres (Tabla 46). El primer estudio fue efectuado por Prado-Fiedler *et al*. (1999), en el cual se realizaron muestreos mensuales en el transcurso de un año, desde febrero del 1998 a enero de 1999. A partir de esta investigación se estimó que el estado trófico del lago Popetán se encontraba al límite de pasar desde un estado oligotrófico a mesotrófico. Para el caso del nitrógeno total la mayoría de las concentraciones registradas se encontraban por sobre los 400 µg/L, mientras que el fósforo total en gran parte registraba valores mayores a 10 µg/L. Sin embargo, en la etapa III y IV, tanto el nitrógeno total como el fósforo total evidenciaron una condición asociada a la categoría oligotrófica. La transparencia en todas las investigaciones realizadas fue inferior a los 5 m. En tanto las concentraciones de clorofila *a* en los estudios realizados oscilaron entre una condición ultraoligotrófica y oligotrófica.

**Tabla 46.** Revisión bibliográfica de transparencia (m), nitrógeno total (µg/L), fósforo total (µg/L) y clorofila *a* (µg/L) en el lago Popetán.

Ultraoligotrófico | Oligotrófico | Mesotrófico | Eutrófico

| | Época de muestreo | Lugar de muestreo | Medición en prof. (m) | Transparencia (m) | Nitrógeno Total (µg/L) | | Fósforo Total (µg/L) | | Clorofila (µg/L) | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | Rango | | Rango | | Rango | |
| **Prado-Friedler *et al*. 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** |
| **III Etapa (Pesse *et al*. 2017)** | Verano 2016 | E1 | 0 - 15 | 2,5 | 93,5 | 4,4 | 8,5 | 5,5 | 2,3 | 0,5 |
| | | E2 | 0 - 15 | 2,5 | 90 | 10 | 3,3 | 1,9 | 2,03 | 0,97 |
| **IV Etapa** | Invierno 2016 | E1 | 0 - 15 | 4,5 | 210,0 | 3,0 | 8,2 | 0,7 | 0,9 | 0,2 |
| | | E2 | 0 - 15 | 4,5 | 199 | 11 | 8,1 | 0,4 | 0,8 | 0,1 |

## 4.3.7. Lago Huillinco

### a) Determinación de estado trófico del lago Huillinco.

En el lago Huillinco las concentraciones de fósforo total fueron muy elevadas. En general, en el estrato de 0 a 15 m las concentraciones PT estuvieron mayoritariamente dentro del rango de la mesotrofía, mientras que en estratos más profundos las concentraciones de fósforo total fueron aún más elevadas, relacionadas a un estado eutrófico. En tanto los valores de color en el lago Huillinco se encontraron sobre 20,46 mg Pt/L. Por lo tanto, basados en el paradigma de nutriente color el lago Huillinco poseería una condición mixotrófica (Figura 133).

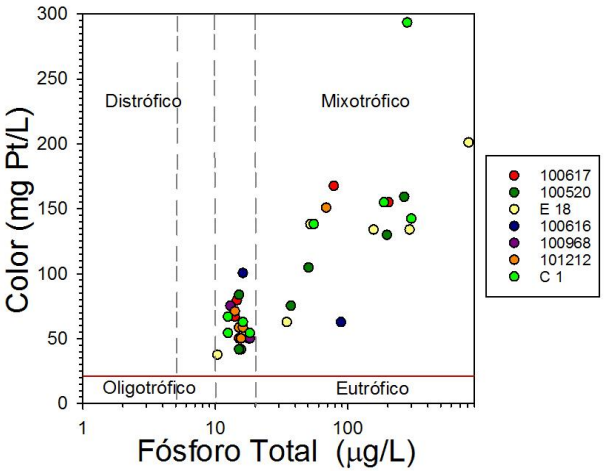


**Figura 133.** Fósforo total (µg/L) versus color (mg Pt/L) en modelo conceptual nutriente color para lago Huillinco. Líneas punteadas verticales indican rangos tróficos de PT (ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico y eutrófico) y línea roja horizontal indica rango de color (bajo y elevado).

## b) Comparación histórica de parámetros de trofía (transparencia, nitrógeno total, fósforo total, clorofila *a*) en lago Huillinco

Los estudios realizados en el lago Huillinco comenzaron con Campos *et al*. (1997), estudio que contempló un muestreo mensual por un año (noviembre 1996 a octubre 1997) en dos estaciones, para después continuar con las diferentes etapas de este proyecto (I – IV Etapa) (Tabla 47). La transparencia en todos los casos fue muy baja, indicando una condición eutrófica. Las concentraciones de nitrógeno total como fósforo total registradas fueron muy elevadas indicando una condición eutrófica. Mientras que la clorofila *a* en el lago Huillinco es más variable a través de los diferentes estudios, sin embargo en la mayoría de los casos indica una condición ultra y oligotrófica.

**Tabla 47.** Revisión bibliográfica de transparencia (m), nitrógeno total (µg/L), fósforo total (µg/L), clorofila *a* (µg/L) en el lago Huillinco.

Ultraoligotrófico | Oligotrófico | Mesotrófico | Eutrófico

| | Época de muestreo | Lugar de muestreo | Medición en prof. (m) | Transparencia (m) | Nitrógeno Total (µg/L) | | Fósforo Total (µg/L) | | Clorofila (µg/L) | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | Promedio | Ds | Promedio | Ds | Promedio | Ds |
| **Campos *et al*. 1997 (FIP IT 96 54)** | Primavera 1996-1997 | Centro del lago | 0 - 50 | --- | 4037,7 | 3650,6 | 309,2 | 321,7 | 3,9** | 2,2 |
| | Verano 1997 | | 0 - 50 | --- | 7542,6 | 6606,4 | 118,1 | 94,1 | 3,1** | 1,5 |
| | Otoño 1997 | | 0 - 50 | --- | 7713,8 | 6957,3 | 1162,1 | 1576 | 2,9** | 2,7 |
| | Invierno 1997 | | 0 - 50 | --- | 12694,9 | 9810,5 | 398,1 | 149,8 | 1,3** | 1,1 |
| | Primavera 1996-1997 | Balsas-Jaulas | * | --- | 2295,1 | 1578,5 | 190 | 148,9 | --- | --- |
| | Verano 1997 | | * | --- | 2460,4 | 2475,5 | 135,4 | 67,9 | --- | --- |
| | Otoño 1997 | | * | --- | 1967,6 | 412,3 | 368,6 | 301,7 | --- | --- |
| | Invierno 1997 | | * | --- | 5218,8 | 1913,8 | 356,5 | 98,7 | --- | --- |
| **I Etapa (Woelfl *et al.* 2013)** | Primavera 2012 | 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 |
| | | 100616 | 0 - 5 | 1,5 | 483,1 | 50,6 | 11,9 | 0,2 | 2,1 | 0,4 |
| | | 100968 | 0 - 5 | 1,8 | 404,9 | 7,4 | 11,7 | 0,6 | 2,3 | 0,4 |
| | | 101212 | 0 - 20 | 1,5 | 843,5 | 349,5 | 46,1 | 57,5 | 1,4 | 0,8 |
| | | C1 | 0 - 45 | 2 | 3836,9 | 3316,1 | 178,7 | 177,2 | 0,6 | 0,8 |
| **II Etapa (Pesse *et al*. 2016)** | Invierno 2015 | 100617 | 0 - 30 | 2 | 1557 | 2374 | 30 | 34 | 0,39 | 0,27 |
| | | 100520 | 0 - 40 | 2 | 3957 | 4626 | 325 | 519 | --- | --- |
| | | 100616 | 0 - 5 | 2 | 297 | 161 | 375 | 516 | 0,56 | --- |
| | | 100968 | 0 - 5 | 2 | 277 | 112 | 15 | 2 | 0,25 | 0,36 |
| | | 101212 | 0 - 20 | 3 | 1118 | 1643 | 21 | 17 | 1,05 | 1,36 |
| | | C 1 | 0 - 45 | 2 | 3728,7 | 3037,2 | 111,6 | 104,3 | 0,27 | 0,17 |
| **III Etapa (Pesse *et al*. 2017)** | Verano 2016 | 100617 | 0 - 30 | 2,5 | 3371,6 | 3353,6 | 266,7*** | 81,6 | 1,1 | 0,3 |
| | | 100520 | 0 - 40 | 2,7 | 5282,0 | 5632,2 | 933,3*** | 618,6 | 0,4 | 0,5 |
| | | E 18 | 0 - 40 | 3 | 4989,3 | 3710,4 | 1050*** | 858,3 | 0,4 | 0,5 |
| | | 100616 | 0 - 5 | 2,7 | 1984 | 180,4 | 300*** | 141,4 | 2,1 | 1,3 |
| | | 100968 | 0 - 5 | 2,8 | 2104 | 109,1 | 250*** | 70,7 | 1,4 | 0,2 |
| | | 101212 | 0 - 20 | 2,6 | 2403,8 | 1216,7 | 580*** | 349,3 | 1,1 | 1,0 |
| | | C 1 | 0 - 45 | 2,6 | 6045,6 | 6165,1 | 712,5*** | 398 | 0,4 | 0,6 |
| **IV Etapa** | Invierno 2016 | 100617 | 0 - 30 | 2,5 | 1143,8 | 1436,6 | 56,5 | 75,8 | 1,7 | 2,7 |
| | | 100520 | 0 - 40 | 3,0 | 2944,7 | 3646,4 | 85,0 | 102,6 | 0,4 | 0,4 |
| | | E 18 | 0 - 45 | 2,8 | 3091,6 | 2930,8 | 173,9 | 275,7 | 1,1 | 1,3 |
| | | 100616 | 0 - 5 | 3,0 | 239 | 25,5 | 52,4 | 51,3 | 2,0 | 0,1 |
| | | 100968 | 0 - 5 | 3,0 | 211 | 215,1 | 16 | 3,7 | 5,1 | 3,3 |
| | | 101212 | 0 - 20 | --- | 1797,1 | 2076,4 | 26 | 23,8 | 1,3 | 1,7 |
| | | C 1 | 0 - 45 | 2,0 | 3630,7 | 4062,8 | 110,2 | 125 | 0,9 | 1,2 |

*Mediciones en muestra integrada (superficie, medio y fondo). **Rango de profundidad 0-10. ***Valor de PT inferior a P-$PO_4$.

### 4.3.8. Lago Cucao

**a) Determinación de estado trófico del lago Cucao**

Las concentraciones de fósforo total en el lago Cucao fueron superiores a 10,2 µg/L, encontrándose mayoritariamente dentro del rango asociado a la mesotrofía. Mientras que todos los valores de color en el lago Cucao fueron mayores a 20,46 mg Pt/L, correspondiente a elevado color del agua. Por tanto, basados en el modelo conceptual de paradigma nutriente color el lago Cucao poseería una condición mixotrófica (Figura 134).

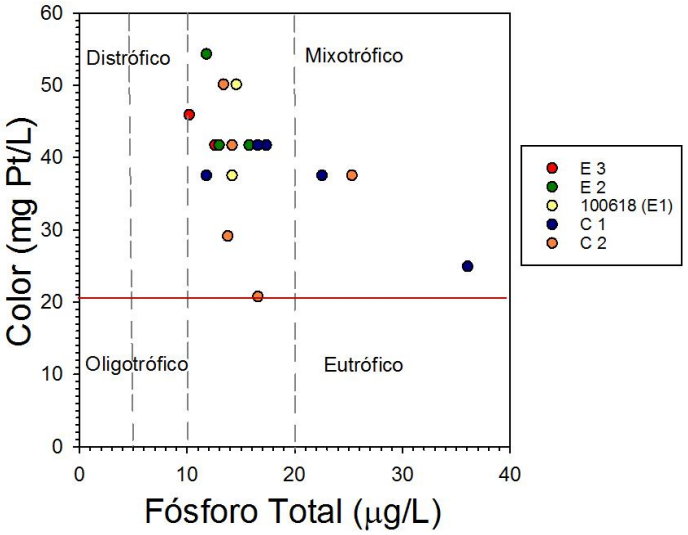


**Figura 134.** Fósforo total (µg/L) versus color (mg Pt/L) en modelo conceptual nutriente color para lago Cucao. Líneas punteadas verticales indican rangos tróficos de PT (ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico y eutrófico) y línea roja horizontal indica rango de color (bajo y elevado).

**b) Comparación histórica de parámetros de trofía (transparencia, nitrógeno total, fósforo total, clorofila) en lago Cucao**

El primer estudio en el lago Cucao que contempló las variables de trofía fue realizado por Campos *et al*. (1997), muestreando mensualmente por el transcurso de un año en dos estaciones, una estación en el centro del lago y otra estación asociada a las balsas – jaulas (Tabla 48). Los estudios posteriores se encuentran asociados a las diferentes etapas de este proyecto (II, III y IV etapa). La transparencia registrada en el lago Cucao fue muy baja en todos los estudios, con valores menores a 3 m. En el estudio realizado por Campos *et al*. (1997) el nitrógeno total y fósforo total presentaron concentraciones muy elevadas, al igual que en la III Etapa de este proyecto, asociándolo a una condición eutrófica. En tanto en la II y IV Etapa las concentraciones registradas fueron variables, sin un patrón claro. Situación similar ocurre con las concentraciones de clorofila *a*, oscilando el estado trófico de ultraoligotrófico a mesotrófico.

**Tabla 48.** Revisión bibliográfica de transparencia (m), nitrógeno total (µg/L), fósforo total (µg/L) y clorofila *a* (µg/L) en el lago Cucao.

Ultraoligotrófico | Oligotrófico | Mesotrófico | Eutrófico

| | Época de muestreo | Lugar de muestreo | Medición en prof. (m) | Transparencia (m) | Nitrógeno Total (µg/L) | | Fósforo Total (µg/L) | | Clorofila (µg/L) | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | Promedio | Ds | Promedio | Ds | Promedio | Ds |
| Campos *et al*. 1997 (FIP IT 96 54) | Primavera 1996-1997 | Centro del lago | 0 -20 | --- | 2448,7 | 1903,8 | 215,1 | 215,6 | 4,4** | 1,9 |
| | Verano 1997 | | 0 -20 | --- | 1622,8 | 1869 | 90,5 | 56,4 | 3,2** | 1,4 |
| | Otoño 1997 | | 0 -20 | --- | 2822,4 | 2136,8 | 222,1 | 134,3 | 4,2** | 5 |
| | Invierno 1997 | | 0 -20 | --- | 5371,1 | 2687,8 | 364,4 | 87,8 | 1,9** | 1,6 |
| | Primavera 1996-1997 | Balsas- Jaulas | * | --- | 1651,3 | 1267,3 | 197,7 | 280,2 | --- | --- |
| | Verano 1997 | | * | --- | 1727,3 | 1131,9 | 314,7 | 348,3 | --- | --- |
| | Otoño 1997 | | * | --- | 3143,8 | 967,7 | 9734,9 | 16244,9 | --- | --- |
| | Invierno 1997 | | * | --- | 5170,9 | 333,6 | 382,7 | 101,4 | --- | --- |
| II Etapa (Pesse *et al*. 2016) | Invierno 2015 | E 3 | 0 - 5 | 2 | 235 | 45 | 7 | 3 | 0,6 | 0,1 |
| | | E 2 | 0 -10 | 2 | 219 | 71 | 5 | 1 | 0,5 | 0,2 |
| | | 100618 (E1) | 0 - 5 | 2 | 260 | 29 | 4 | 1 | 0,6 | 1 |
| | | C 1 | 0 - 20 | 2 | 272 | 99 | 7 | 2 | 0,5 | 0,6 |
| | | C 2 | 0 - 20 | 2 | 424 | 307 | 69 | 85 | 0,8 | 1 |
| III Etapa (Pesse *et al*. 2017) | Verano 2016 | E 3 | 0 - 5 | 2,6 | 2417,2 | 593,6 | 400*** | 0 | 1,7 | 0,3 |
| | | E 2 | 0 - 10 | 2,9 | 2793,3 | 329,8 | 400*** | 100 | 1,2 | 0,6 |
| | | 100618 (E1) | 0 - 5 | 2,8 | 1962,6 | 61,5 | 350 | 70,7 | 1,4 | 0,4 |
| | | C 1 | 0 - 20 | 2,6 | 2194,8 | 351,4 | 280*** | 83,7 | 0,8 | 0,5 |
| | | C 2 | 0 - 20 | 2,7 | 2356,6 | 75,9 | 300*** | 81,6 | 0,8 | 0,8 |
| IV Etapa | Invierno 2016 | E 3 | 0 - 5 | 2,5 | 161,4 | 0,5 | 11,4 | 1,7 | 4,1 | 1,9 |
| | | E 2 | 0 - 10 | 2,5 | 153,9 | 5,2 | 13,5 | 2 | 2,3 | 1,1 |
| | | 100618 (E1) | 0 - 5 | 3,0 | 140,0 | 2,3 | 14,4 | 0,3 | 3,8 | 1,6 |
| | | C 1 | 0 - 20 | 3,0 | 164,6 | 2,3 | 20,8 | 9,3 | 1,9 | 0,9 |
| | | C 2 | 0 - 20 | 2,9 | 163,0 | 26,3 | 16,6 | 5,0 | 1,9 | 2,0 |

*Mediciones en muestra integrada (superficie, medio y fondo). **Rango de profundidad 0-10. ***Valor de PT inferior a P-$PO_4$.

## 4.3.9. Lago Tarahuín

### a) Determinación de estado trófico del lago Tarahuín

En el lago Tarahuín las concentraciones de fósforo total se encontraron mayoritariamente dentro del rango mesotrófico. En relación al color, los valores de color oscilaron entre 1,9 y 16,6 mg Pt/L, encontrándose todos los valores bajo el límite establecido para elevado color (20,46 mg Pt/L). A partir de lo anterior, la condición del lago Tarahuín podría encontrarse asociada a una condición eutrófica (Figura 135).

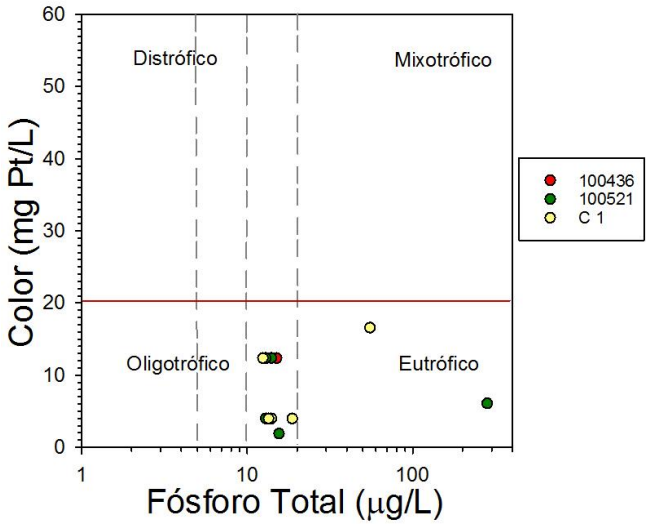


**Figura 135.** Fósforo total (µg/L) versus color (mg Pt/L) en modelo conceptual nutriente color para lago Tarahuín. Líneas punteadas verticales indican rangos tróficos de PT (ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico y eutrófico) y línea roja horizontal indica rango de color (bajo y elevado).

## b) Comparación histórica de parámetros de trofía (transparencia, nitrógeno total, fósforo total, clorofila *a*) en lago Tarahuín

**Tabla 49.** Revisión bibliográfica de transparencia (m), nitrógeno total (µg/L), fósforo total (µg/L), clorofila *a* (µg/L) en el lago Tarahuín.

Ultraoligotrófico | Oligotrófico | Mesotrófico | Eutrófico

| | Época de muestreo | Lugar de muestreo | Medición en prof. (m) | Transparencia (m) | Nitrógeno Total (µg/L) | | Fósforo Total (µg/L) | | Clorofila (µg/L) | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | Promedio | Ds | Promedio | Ds | Promedio | Ds |
| Campos *et al*. 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 *et al*. 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 *et al*. 2016) | Invierno 2015 | 100436 | 0 - 10 | 4 | 211 | 70 | 17 | 4 | 2,6 | 0,2 |
| | | 100521 | 0 - 30 | 5 | 205 | 57 | 16 | 2 | 2,6 | 0,1 |
| | | C 1 | 0 - 30 | 5 | 232 | 50 | 16 | 2 | 3,6 | 0,8 |
| III Etapa (Pesse *et al*. 2017) | Verano 2016 | 100436 | 0 - 10 | 4,2 | --- | --- | --- | | 1,7 | 0,7 |
| | | 100521 | 0 -15 | 4,2 | 16,3 | 0,5 | 5,8 | 2,9 | 2,7 | 1,2 |
| | | C 1 | 0 - 20 | 4,5 | 13,5 | 2,9 | 6,8 | 2,1 | 1,7 | 1,0 |
| IV Etapa | Otoño 2016 | 100436 | 0 -10 | 4,5 | 171,4 | 8,3 | 14,3 | 0,6 | 2,8 | 0,6 |
| | | 100521 | 0 - 25 | 4,5 | 160,4 | 19,9 | 13,7 | 1,1 | 1,8 | 0,3 |
| | | C 1 | 0 - 25 | 5,5 | 169,8 | 29,8 | 14,4 | 2,5 | 2,0 | 0,4 |

*Mediciones en muestra integrada (superficie, medio y fondo). **Rango de profundidad 0-10.

En el lago Tarahuín los estudios que han evaluado las variables de trofía comenzaron con Campos *et al*. (1997), y posteriormente las diferentes etapas de este proyecto (I - IV) (Tabla 49). La transparencia registrada en el lago Tarahuín fue baja (< 5,5 m) en todas las investigaciones. En el estudio de Campos *et al*. (1997) las concentraciones de nitrógeno total reflejaron diferencias entre las estaciones de muestreo, presentando mayores concentraciones en la estación asociada a las balsas – jaulas, y en los estudios posteriores el estado trófico osciló entre mesotrófico y ultraoligotrófico. En tanto el fósforo total se encontró mayoritariamente en una condición mesotrófica y eutrófica. La clorofila *a* en los primeros estudios osciló entre mesotrófico y eutrófico, mientras que en las tres últimas etapas de este proyecto las contracciones fueron mayoritariamente oligotróficas.

### 4.3.10. Lago Natri

**a) Determinación de estado trófico del lago Natri**

En el lago Natri las concentraciones de fósforo total y valores color se encontraron en diferentes categorías. Las concentraciones de fósforo total fueron superiores a 5,6 µg/L, encontrándose asociadas mayoritariamente a una condición oligotrófica. En tanto los valores de color se encontraron asociados a bajo y elevado color. Basados en lo anterior es difícil establecer una condición para este lago (Figura 136).

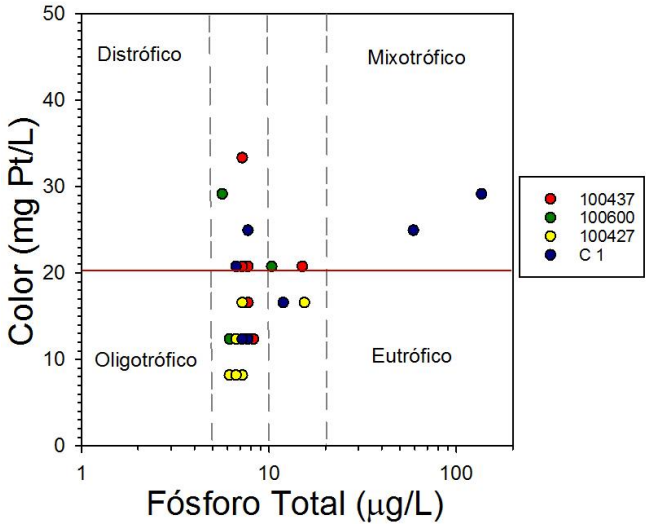


**Figura 136.** Fósforo total (µg/L) versus color (mg Pt/L) en modelo conceptual nutriente color para lago Natri. Líneas punteadas verticales indican rangos tróficos de PT (ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico y eutrófico) y línea roja horizontal indica rango de color (bajo y elevado).

**b) Comparación histórica de parámetros de trofía (transparencia, nitrógeno total, fósforo total, clorofila *a*) en lago Natri**

Dentro de los estudios realizados en el lago Natri que incluyan las variables utilizadas para determinar la trofía se encuentran los realizados por Campos *et al.* (1997) y las diferentes etapas de este proyecto (etapa I, II, III y IV) (Tabla 50). En general, los parámetros de trofía se muestran variables entre los estudios. Las concentraciones de nitrógeno total y fósforo total obtenidas por Campos *et al*. (1997), la I y la II etapa de este proyecto presentaron concentraciones elevadas, encontrándose en la mayoría de los casos en los rangos correspondientes a mesotrófico y eutrófico, mientras que en las dos últimas etapas del proyecto las concentraciones se encontraron mayoritariamente dentro de la oligotrofía. En tanto las concentraciones de clorofila *a* son variables en los diferentes estudios, pasando por los diferentes estados tróficos, actualmente refleja una condición mesotrófica. En relación a la transparencia, los valores son bastante bajos, no superando los 6,5 m.

**Tabla 50.** Revisión bibliográfica de transparencia (m), nitrógeno total (µg/L), fósforo total (µg/L), clorofila *a* (µg/L) en el lago Natri.

Ultraoligotrófico | Oligotrófico | Mesotrófico | Eutrófico

| | Época de muestreo | Lugar de muestreo | Medición en prof. (m) | Transparencia (m) | Nitrógeno Total (µg/L) | | Fósforo Total (µg/L) | | Clorofila (µg/L) | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | Promedio | Ds | Promedio | Ds | Promedio | Ds |
| **Campos *et al*. 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 *et al*. 2013)** | Primavera 2012 | 100437 | 0 - 30 | 4 | 469,7 | 40,5 | 26,5 | 6,2 | 3,3 | 0,8 |
| | | 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 |
| | | C 1 | 0 - 55 | 3,5 | 494,3 | 26,7 | 25,2 | 4,5 | 4,5 | 3,6 |
| **II Etapa (Pesse *et al*. 2016)** | Invierno 2015 | 100437 | 0 - 30 | 5 | 526 | 369 | 187 | 310 | 0,51 | 0,09 |
| | | 100600 | 0 - 30 | 4 | 357 | 24 | 11 | 1 | 0,35 | 0,07 |
| | | 100427 | 0 - 25 | 3 | 322 | 25 | 10 | 3 | 0,33 | 0,09 |
| | | C 1 | 0 - 55 | 4 | 310 | 39 | 11 | 1 | 0,48 | 0,25 |
| **III Etapa (Pesse *et al*. 2017)** | Verano 2016 | 100437 | 0 - 30 | 6,5 | 136,9 | 67,9 | 9,2 | 6,4 | 2,4 | 1,2 |
| | | 100600 | 0 - 30 | 5,2 | 132,2 | 40,6 | 12,8 | 20,4 | 3,0 | 1,4 |
| | | 100427 | 0 - 25 | 5,3 | 109,0 | 46,7 | 8,2 | 7,4 | 3,0 | 1,1 |
| | | C 1 | 0 - 55 | 5,5 | 181,6 | 64,0 | 22,6 | 34,0 | 1,5 | 1,0 |
| **IV Etapa** | Otoño 2016 | 100437 | 0 - 30 | 4,5 | 185,1 | 76,5 | 8,8 | 3,1 | 4,9 | 2,7 |
| | | 100600 | 0 - 30 | 4,5 | 174,9 | 59,0 | 6,9 | 1,7 | 5,6 | 2,5 |
| | | 100427 | 0 - 25 | 4,5 | 191,1 | 9,3 | 8,2 | 3,6 | 7,6 | 0,6 |
| | | C 1 | 0 - 55 | 4,5 | 244,0 | 132,4 | 27,9 | 44,1 | 6,5 | 5,3 |

*Mediciones en muestra integrada (superficie, medio y fondo).

## 4.3.11. Lago Tepuhueico

**a) Determinación de estado trófico del lago Tepuhueico**

En el lago Tepuhueico todas las concentraciones de fósforo total fueron mayores a 10,6 µg/L, encontrándose la mayoría dentro del rango de mesotrofía. En tanto los valores de color fueron superiores a 92,1 mg Pt/L. Basados en ésto el lago Tepuhueico tendería a una condición mixotrófica (Figura 137).

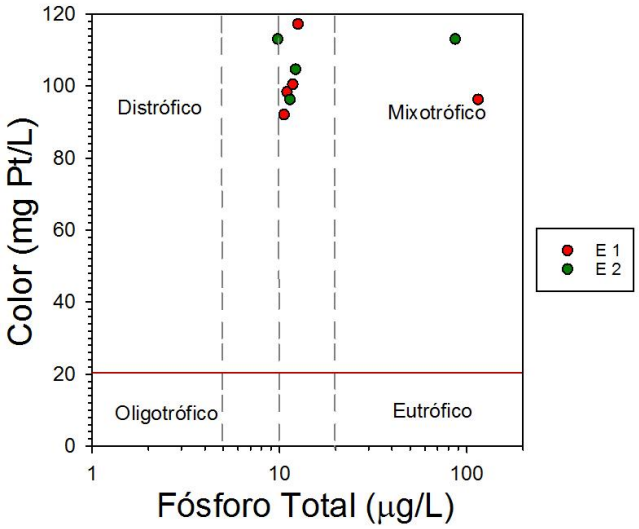


**Figura 137.** Fósforo total (µg/L) versus color (mg Pt/L) en modelo conceptual nutriente color para lago Tepuhueico. Líneas punteadas verticales indican rangos tróficos de PT (ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico y eutrófico) y línea roja horizontal indica rango de color (bajo y elevado).

**b) Comparación histórica de parámetros de trofía (transparencia, nitrógeno total, fósforo total, clorofila *a*) en lago Tepuhueico**

En el lago Tepuhueico las investigaciones efectuadas por Campos *et al*. (1997) y las etapas III y IV de este proyecto son las que han incluido las variables indicadoras de trofía (Tabla 51). En el lago Tepuhueico se han registrado los menores valores de trasparencia de todos los lagos Chilotes, con valores que no superaron los 2 m. Las concentraciones de nitrógeno total representaron condiciones variables en los registros obtenidos por Campos *et al*. (1997), oscilando entre una condición oligotrófica a eutrófica, mientras que en la III y IV etapa se evidenció un estado oligotrófico. El fósforo total registró elevadas concentraciones en todos los estudios, oscilando entre estado mesotrófico a eutrófico. En tanto las concentraciones de clorofila *a* fueron bastante variables, evidenciando condiciones ultraoligotrófico a eutrófico.

**Tabla 51.** Revisión bibliográfica de transparencia (m), nitrógeno total (µg/L), fósforo total (µg/L) y clorofila *a* (µg/L) en el lago Tepuhueico.

Ultraoligotrófico | Oligotrófico | Mesotrófico | Eutrófico

| | Época de muestreo | Lugar de muestreo | Medición en prof. (m) | Transparencia (m) | Nitrógeno Total (µg/L) | | Fósforo Total (µg/L) | | Clorofila (µg/L) | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | 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*. 2017) | Verano 2016 | E1 | 0 - 20 | 2 | 80,8 | 37,4 | 14,2 | 16,2 | 1,2 | 0,5 |
| | | E2 | 0 - 15 | 2 | 93,5 | 34,0 | 26,5 | 21,6 | 1,5 | 0,5 |
| IV Etapa | Invierno 2016 | E1 | 0 - 20 | 1,74 | 190,3 | 7,9 | 11,5 | 0,9 | 2,3 | 0,8 |
| | | E2 | 0 - 15 | 1,70 | 192,1 | 9,8 | 11,1 | 1,2 | 1,6 | 0,1 |

*Mediciones en muestra integrada (superficie, medio y fondo). **Rango de profundidad 0-10.

## 4.3.12. Lago San Antonio

### a) Determinación de estado trófico del lago San Antonio

Las concentraciones de fósforo total en el lago San Antonio oscilaron entre 7,4 y 8,6 µg/L, encontrándose dentro del rango oligotrófico. Mientras que los valores de color fueron superiores a 37,5 mg Pt/L. Por lo tanto, basándonos en el modelo conceptual de nutriente color el lago San Antonio podría ser categorizado como distrófico (Figura 138).

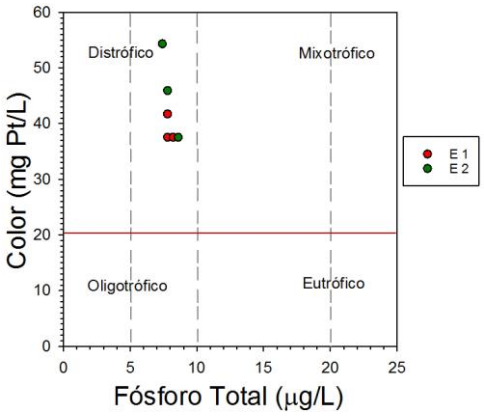


**Figura 138.** Fósforo total (µg/L) versus color (mg Pt/L) en modelo conceptual nutriente color para lago San Antonio. Líneas punteadas verticales indican rangos tróficos de PT (ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico y eutrófico) y línea roja horizontal indica rango de color (bajo y elevado).

### b) Comparación histórica de parámetros de trofía (transparencia, nitrógeno total, fósforo total, clorofila *a*) en lago San Antonio

El lago San Antonio, al igual que el lago Popetán, fue investigado en primera instancia por Prado-Fiedler *et al*. (1999), seguido por la actual etapa de este proyecto (IV Etapa) (Tabla 52). Las concentraciones de nitrógeno total y fósforo total registradas por Prado-Fiedler *et al*. (1999) se encontraron mayoritariamente en el rango de la mesotrofía, a diferencia de lo registrado en esta etapa del proyecto (IV Etapa), donde las concentraciones de ambos nutrientes se encontraron dentro del rango de la oligotrofía. Las concentraciones de clorofila *a* registradas por Prado *et al*. (1999) estuvieron mayoritariamente dentro del rango de la oligotrofía, mientras que en la IV Etapa los valores de clorofila *a* evidenciaron una condición oligotrófica. En tanto la transparencia registrada en ambos estudios fue muy baja, con valores menores a 4,1 m.

**Tabla 52.** Revisión bibliográfica de transparencia (m), nitrógeno total (µg/L), fósforo total (µg/L) y clorofila *a* (µg/L) y en el lago San Antonio.

Ultraoligotrófico | Oligotrófico | Mesotrófico | Eutrófico

| | Época de muestreo | Lugar de muestreo | Medición en prof. (m) | Transparencia (m) | Nitrógeno Total (µg/L) | | Fósforo Total (µg/L) | | Clorofila (µg/L) | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | Rango | | Rango | | Rango | |
| **Prado-Fiedler *et al*. 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** |
| **IV Etapa** | Invierno 2016 | E1 | 0 - 10 | 4,1 | 158,0 | 7,8 | 7,9 | 0,2 | 0,7 | 0,1 |
| | | E2 | 0 - 10 | 3,2 | 148,9 | 14,4 | 7,9 | 0,2 | 0,6 | 0,1 |

## 4.3.13. Lago Yelcho

### a) Determinación de estado trófico del lago Yelcho

De acuerdo a los parámetros indicadores de trofía, los valores de transparencia fluctuaron entre la oligo y mesotrofía; el nitrógeno total en su totalidad presentó un estado ultraoligotrófico; el fósforo total tendió a ultra y oligotrofía, salvo en la estación C3 que presentó valores mesotróficos. La clorofila *a* indicó un estado ultraoligotrófico, a excepción de la estación 101521 con valores oligotróficos (Figura 139).

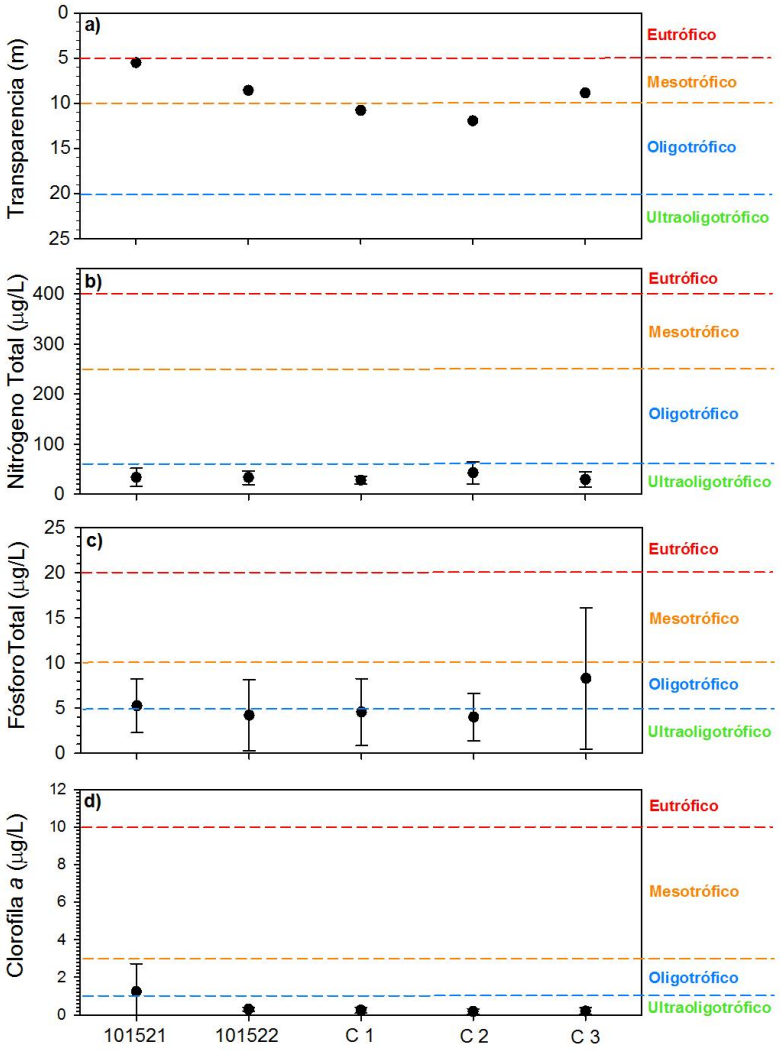


**Figura 139.** Valores de (a) transparencia y concentraciones promedio de (b) nitrógeno total, (c) fósforo total y (d) clorofila *a* para cada estación del lago Yelcho en verano del 2016. Líneas punteadas indican el rango trófico para cada variable.

### b) Comparación histórica de parámetros de trofía (transparencia, nitrógeno total, fósforo total, clorofila *a*) en lago Yelcho

Los resultados obtenidos en la III y IV etapa del proyecto de los parámetros NT, PT y clorofila *a* muestran que el lago aún se encuentra en estado de ultraoligotrofía, salvo la transparencia que se caracterizó por un estado de mesotrofía en la II etapa (Tabla 53).

**Tabla 53.** Revisión de Indicadores de trofía (transparencia, clorofila *a*, fósforo total y nitrógeno total) para la III y IV etapa del proyecto, en el lago Yelcho.

Ultraoligotrófico | Oligotrófico | Mesotrófico | Eutrófico

| Etapas de proyecto | 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 *et al*. 2017) | 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 | 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 |

## 4.3.14. Lago Riesco

### a) Determinación de estado trófico del lago Riesco

De acuerdo a los valores de transparencia, los valores se caracterizaron por un estado mesotrófico a eutrófico. En tanto, las concentraciones de fósforo total estuvieron bajo el límite de detección, por lo que no se incluyó en la Figura 140. La clorofila *a* presentó valores ultraoligotróficos (Figura 140).

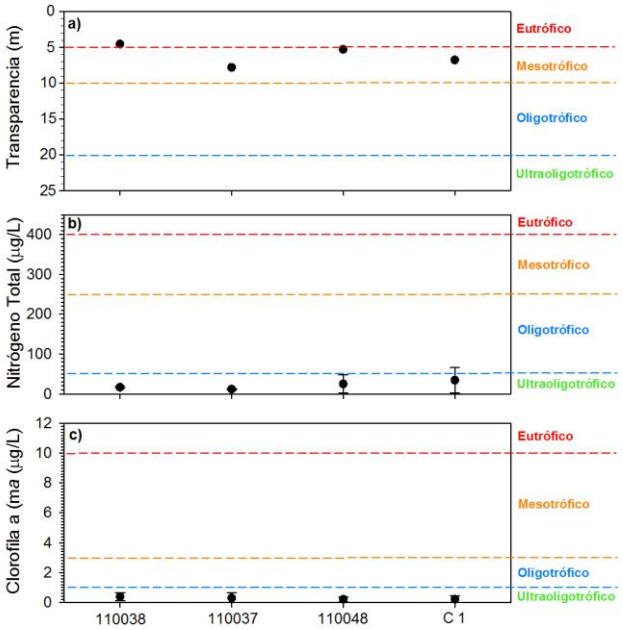


**Figura 140.** Valores de (a) transparencia y concentraciones promedio de (b) nitrógeno total y (c) clorofila *a* para cada estación del lago Riesco en verano del 2016. Líneas punteadas indican el rango trófico para cada variable.

### b) Comparación histórica de parámetros de trofía (transparencia, nitrógeno total, fósforo total, clorofila *a*) en lago Riesco

Los parámetros de trofía evaluados en la III y IV etapa del proyecto indican que las concentraciones de NT varían entre el estado de ultra a oligotrofía, mientras que los resultados de PT y la clorofila *a* indicaron un estado de ultraoligotrofía, no así la transparencia, que registró valores dentro del rango de la mesotrofía, incluso se registró en el centro 110038 valores considerados eutróficos (Tabla 54).

**Tabla 54.** Revisión de Indicadores de trofía (transparencia, clorofila *a*, fósforo total y nitrógeno total) para la III y IV etapa del proyecto, en el lago Riesco.

Ultraoligotrófico | Oligotrófico | Mesotrófico | Eutrófico

| Etapas de proyecto | 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 *et al.* 2017) | Verano 2015 | 110038 | 0-50 | 30,6 | 5,3 | 1,3 | 0,6 | 0,8 | 0,4 | 7,5 |
| | | 110037 | 0-80 | 47,6 | 18,5 | 1,0 | 0,0 | 0,5 | 0,5 | 7,5 |
| | | 110048 | 0-100 | 105,7 | 79,3 | 1,5 | 0,5 | 0,5 | 0,4 | 6,5 |
| | | C1 | 0-100 | 61,6 | 49,6 | 4,0 | 1,6 | 0,3 | 0,3 | 7 |
| IV Etapa | Verano 2016 | 110038 | 0-50 | 16,5 | 2,1 | 0,4 | 0 | 0,4 | 0,28 | 4,6 |
| | | 110037 | 0-80 | 11,8 | 1,5 | 0,4 | 0,0 | 0,3 | 0,3 | 7,8 |
| | | 110048 | 0-100 | 24,9 | 22,5 | 0,4 | 0 | 0,2 | 0,17 | 5,3 |
| | | C1 | 0-100 | 34,5 | 32 | 0,4 | 0 | 0,2 | 0,25 | 6,7 |

## 4.3.15. Lago Sofía

### a) Determinación de estado trófico del lago Sofía

La transparencia presentó valores considerados mesotróficos, mientras que el nitrógeno total registró valores oligotróficos. El fósforo total se consideró oligotrófico con tendencia a la mesotrofía, y la clorofila *a* indicó valores ultraoligotróficos (Figura 141).

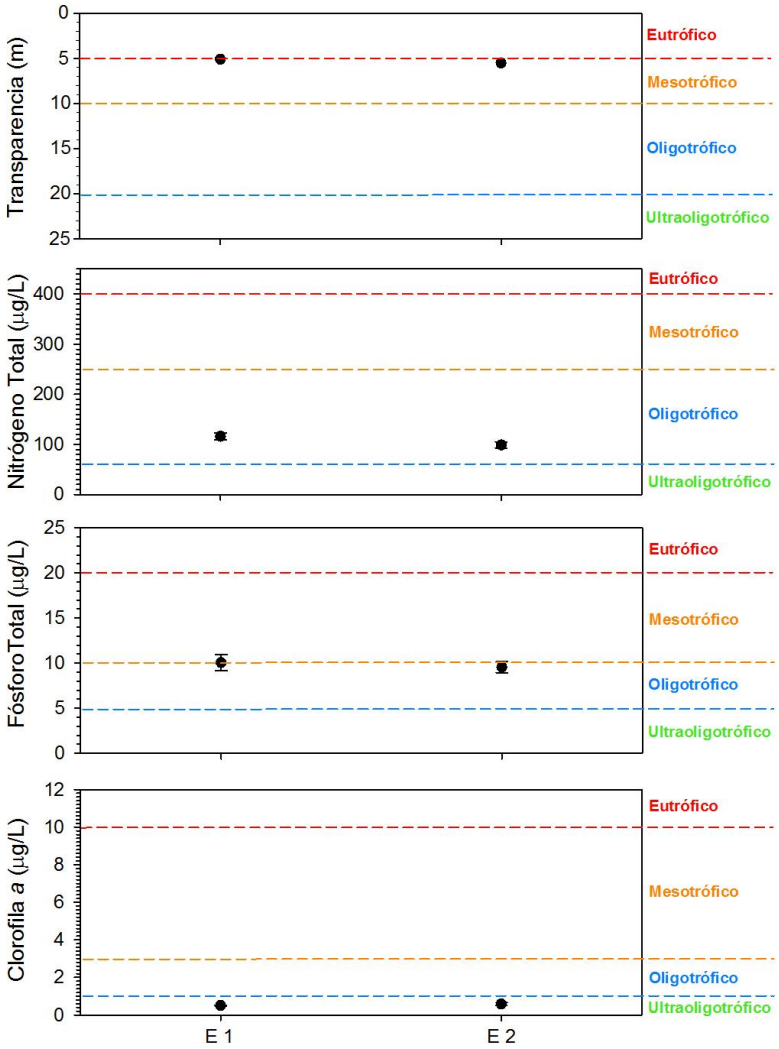


**Figura 141.** Valores de (a) transparencia y concentraciones promedio de (b) nitrógeno total y (c) clorofila *a* para cada estación del lago Sofía en verano del 2017. Líneas punteadas indican el rango trófico para cada variable.

## 4.4. Objetivo específico 4.

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

### 4.4.1. Lago Popetán

**I) Uso de suelo del lago Popetán**

Se identificaron 21 subcuencas (Figura 142). Las Figura 142 y Figura 143 muestran el uso de suelo en la cuenca del lago, predominando las praderas (38,2 %), bosque nativo (36,3 %), y los matorrales (21 %).

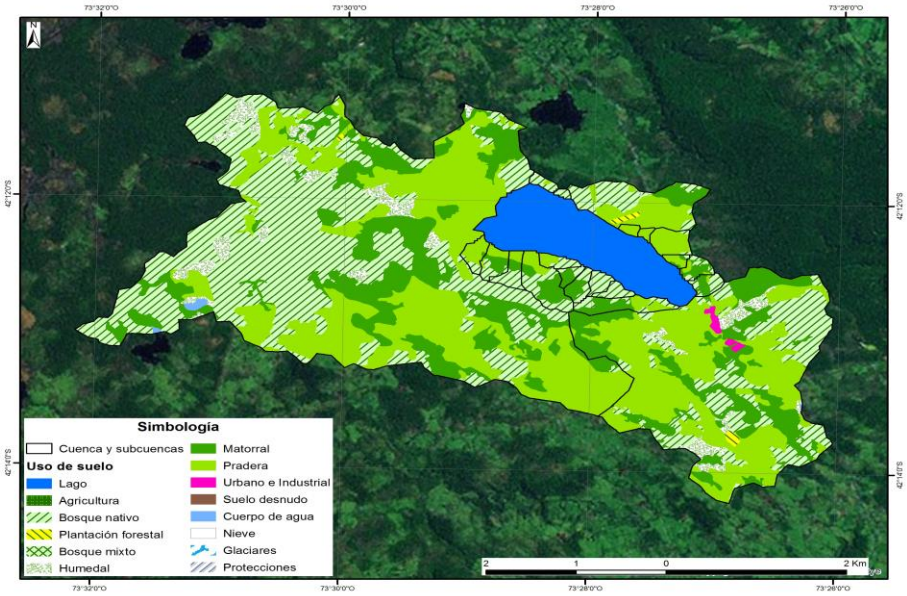


**Figura 142.** Mapa uso de suelo lago Popetán.

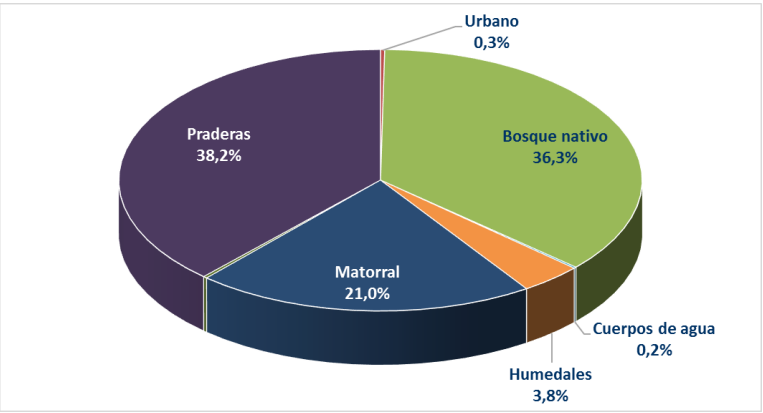


**Figura 143.** Uso de suelo (%) en la cuenca del lago Popetán.

## II) Estimación del Balance hidrológico

Las entradas vía escorrentía se calcularon de acuerdo a la metodología de la CN, señalada con anterioridad, en donde se calculó para las 21 subcuencas en base al tipo y características del suelo, el uso de suelo, la pendiente promedio de cada subcuenca, y precipitación durante el año 2016.

Para calcular el desagüe del lago Popetán, y dado que la isla de Chiloé cuenta con escasa información fluviométrica disponible, y que ésta no representa directamente el comportamiento de un desagüe de lago, se optó por comparar dos enfoques para determinar las curvas de variación estacional de caudales medios mensuales para el desagüe del lago Popetán: el método de Transposición de Cuencas, utilizando como cuenca conocida la de la estación 'Río Vilcún en Belbén', y el método de Turc, utilizando información meteorológica de la estación 'Quemchi'.

Las curvas obtenidas mediante ambos enfoques presentaron diferencias importantes, presentando las del método de Transposición de Cuencas una amplitud significativamente mayor. Los resultados obtenidos para ambos métodos fueron contrastados con el caudal medio anual determinado para el punto de interés en el marco de un proyecto FIP 97-40, el cual muestra mayor coherencia con el caudal determinado mediante el método de Transposición de Cuencas.

En base a la información disponible, es posible observar que el río Colu en el desagüe del lago Popetán presenta un régimen pluvial, cuyos caudales máximos se producirían durante los meses de otoño e invierno, para años normales, húmedos y secos.

El caudal medio anual determinado para el desagüe del lago Popetán es de 1,14 $m^3/s$, en tanto que el caudal específico para esta subcuenca es de 91,43 $l/s/km^2$. Sin embargo, de acuerdo al método de transposición de cuencas para el año 2016, en un año anormalmente seco (1425 ppm), se calculó un caudal de 0,46 $m^3/s$ (0,015 $km^3$/año). Este último valor se utilizó para el cálculo del balance hídrico (Tabla 55. **Balance hidrológico del lago Popetán.**Tabla 55).

El balance hidrológico anual (año 2016) es el siguiente:

**Tabla 55.** Balance hidrológico del lago Popetán.

| Balance hidrológico lago Popetán | | km³/año |
|---|---|---|
| Entradas | Ríos | 0,024 |
| | Precipitación | 0,002 |
| | **Total entradas** | 0,026 |
| Salidas | Efluente | 0,015 |
| | Evaporación | 0,001 |
| | **Total salidas** | 0,016 |
| | Drenaje profundo | 0,011 |

De acuerdo al balance hidrológico, el tiempo de renovación teórica del volumen del lago Popetán calculado fue: 0,493 años.

## III) Estimación del balance de nutrientes

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

Según el aporte de fósforo por afluentes, se calculó que las praderas estarían incorporando un 62% del aporte total de PT, correspondiente a 0,3171 ton/año (Tabla 56). El aporte total del PT en base al uso de suelo de la cuenca fue de 0,5136 ton/año (Tabla 56).

**Tabla 56.** Aporte de fósforo total (ton/año) según uso de suelo de la cuenca del lago Popetán.

| Usos de suelo | P-total (ton/año) |
|---|---|
| Bosque nativo | 0,0539 |
| Cuerpos de agua | 0,0004 |
| Humedales | 0,0100 |
| Matorral | 0,0958 |
| Plantación | 0,0009 |
| Praderas | 0,3171 |
| Precipitaciones | 0,0204 |
| Urbano | 0,0151 |
| **Total** | **0,5136** |

### b) Evaluación de las descargas directas

Se consideraron como fuentes puntuales las descargas de la población aledaña al lago, con un aporte de 0,1 ton/año de PT. No se registraron otras descargas de RILES (Tabla 57).

**Tabla 57.** Estimación de aporte de fósforo total (ton/año) de acuerdo a la población existente en la cuenca del lago Popetán.

| | TURISTAS | | POBLACIÓN PERMANENTE | |
|---|---|---|---|---|
| | Pozo séptico | Descarga directa | Pozo séptico | Descarga directa |
| g PT/día* persona | 0,75 | 3,75 | 0,75 | 3,75 |
| N° viviendas franja 200m | - | - | 18 | - |
| N° personas | - | - | - | - |
| N° días residencia | 5 | 5 | 365 | 365 |
| **Carga P (ton/año)** | 0,00 | 0,00 | 0,02 | 0,10 |
| | **Total (ton/año)** | | **Mín.** | **0,02** |
| | | | **Máx.** | **0,10** |

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

Los máximos aportes de PT de centros de cultivo se produjeron en el año 2008 con valores cercanos a 11 ton (Figura 144). A partir del año 2010 los centros dejaron de operar en este lago.

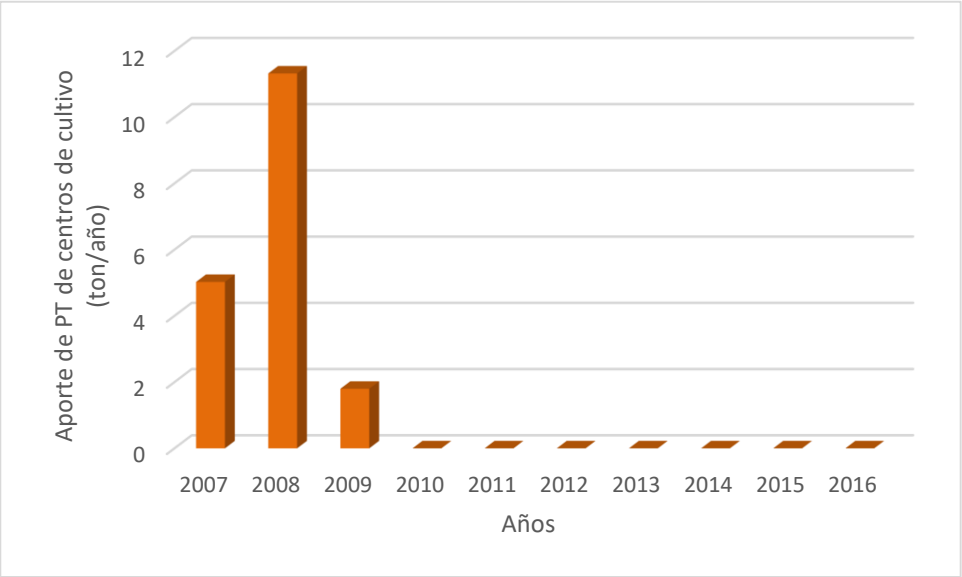


**Figura 144.** Aporte de PT (ton/año) desde centros de cultivo en el lago Popetán.

**d) Carga (sumatoria) de P al lago**

En la Tabla 58 se detalla la sumatoria de las cargas estimadas de PT al lago Popetán. En total se estimó una carga de PT de 2,4 ton/año que estarían ingresando al lago, representando el 75% del aporte las balsas jaulas.

**Tabla 58.** Carga de PT (ton/año) según actividad o fuente.

| | PT (ton/año) | PT (%) |
|---|---|---|
| Balsas jaulas | 2 | 75 |
| Uso suelo | 0,5 | 20 |
| Precipitación | 0,0 | 1 |
| Pisciculturas | 0,0 | 0 |
| Población | 0,1 | 4 |
| Planta tratamiento | 0,0 | 0 |
| Otros | 0,0 | 0 |
| **TOTAL** | **2,4** | **100** |

**e) Levantamiento batimétrico y determinación del contenido de PT en el lago**

De acuerdo al sondaje realizado en el lago Popetán, las profundidades alcanzadas hasta el punto donde fue posible realizar sondajes van desde 1,4 m hasta los 19,9 m de profundidad máxima. Respecto al lecho del lago, éste presenta una pendiente de caída más fuerte en su cabecera NW y una pendiente más suave en su cabecera SE (Figura 145 y Figura 146).

**Figura 145.** Perfil transversal desde cabecera NW a SE del lago Popetán.

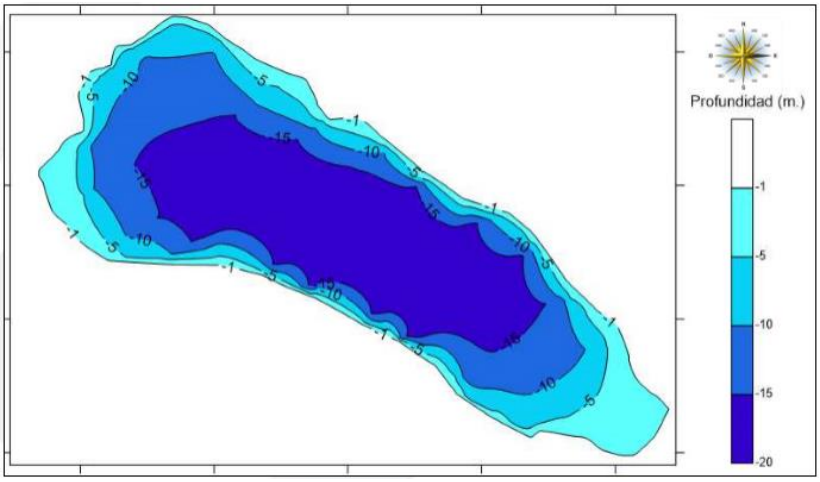


**Figura 146.** Imagen bidimensional de la batimetría del lago Popetán.

Según la curva hipsográfica del lago Popetán (Figura 147), el mayor volumen del lago se encuentra entre los 15 y 19 m de profundidad. De acuerdo a este gráfico se calculó los correspondientes volúmenes para las profundidades medidas y los volúmenes de cada estrato (Tabla 59).

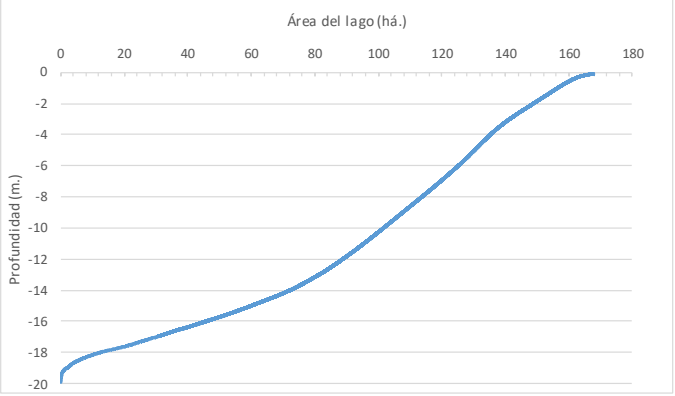


**Figura 147.** Curva hipsográfica lago Popetán.

**Tabla 59.** Porcentaje de volumen acumulado y por estrato en la columna de agua en el lago Popetán.

| Profundidad (m) | Estrato (m) | Volumen (%) | PT (mg/L) | PT por estrato (ton) |
|---|---|---|---|---|
| 0 | 0-5 | 20,5 | 0,0082 | 0,04 |
| 5 | 5-10 | 15,8 | 0,0086 | 0,03 |
| 10 | 10-15 | 12,1 | 0,0082 | 0,02 |
| 15 | 15-19 | 7,1 | 0,0076 | 0,01 |
| 19 | fondo | 0,1 | 0,0076 | 0,00 |
| | **Total** | **100** | **Suma** | **0,1** |
| | | **Promedio (mg/L)** | | **0,0046** |

**f) Determinación de la descarga por el efluente**

La descarga anual del efluente calculada fue de 0,06 ton/año de acuerdo al siguiente cálculo:

Caudal (km³/año): 0,0145
Concentración de PT (mg/L): 0,0046
Descarga de PT (ton/año): 0,0066

**g) Balance de masas**

De acuerdo a nuestros cálculos estarían ingresando alrededor de 2,43 toneladas de PT, y sedimentando 2,36 ton (Tabla 60).

**Tabla 60.** Balance de PT calculado para el lago Popetán.

| Columna lago (ton P) | Ingreso (ton P) | Egreso (ton P) | Sedimentación (ton P) | Tasa de sedimentación (%) |
|---|---|---|---|---|
| 0,10 | 2,43 | 0,07 | 2,36 | 97,2 |

### 4.4.2 Lago Huillinco-Cucao

**I) Uso de suelo de la cuenca del lago Huillinco-Popetán**

Se delimitaron 38 subcuencas asociadas al lago Huillinco y 47 al lago Cucao. El mayor uso de suelo en la Cuenca del Lago Huillinco corresponde a bosque nativo con ~33.000 há (67 %), las praderas están representadas por ~8.500 há (17 %), mientras que el matorral por 6.000 há (14 %). En tanto, en el lago Cucao la mayor representación del uso de suelo corresponde al bosque nativo con 3.000 há (78 %) (Figura 148).

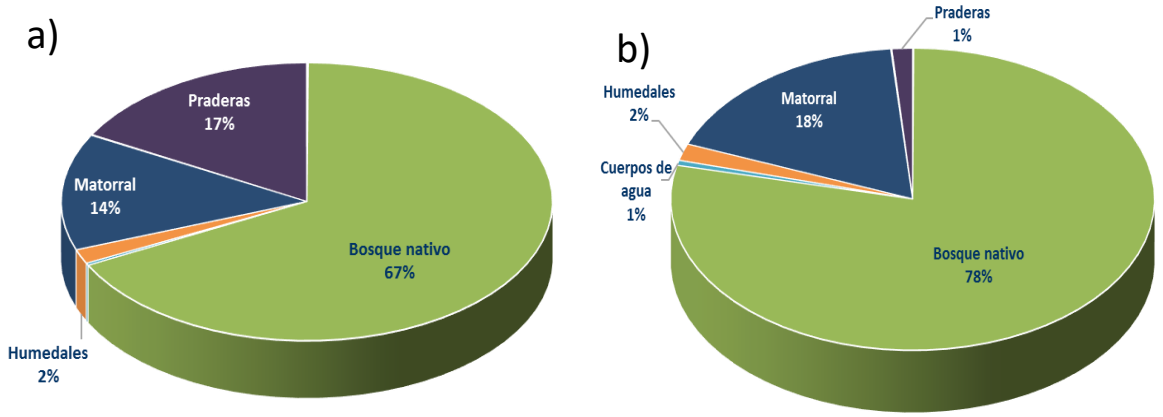


**Figura 148.** Uso de suelo cuenca a) lago Huillinco (%) y cuenca b) lago Cucao (%).

## II) Caracterización de las entradas de escorrentías de las cuencas lacustres

Las entradas vía escorrentía se calcularon de acuerdo a la metodología de la CN, señalada con anterioridad, en base a las 38 subcuencas asociadas al lago Huillinco, y las 47 subcuencas para el lago Cucao. En primera instancia se calcularon las escorrentías de las subcuencas del lago Huillinco y Cucao por separado, sin embargo se considera que la cuenca del lago Huillinco se asocia a la cuenca del lago Cucao. Esto, dado a que todo lo que ingresa por escorrentía desde la cuenca del lago Huillinco se desplaza hacia el lago Cucao. Por otro lado, tal como ya se ha comentado anteriormente, a través del río Cucao penetra agua de mar con capacidad de desplazarse hasta el lago Huillinco. Por tanto, existe un intercambio permanente de agua dulce y salada entre ambos cuerpos de agua.

La escorrentía de los lagos Huillinco y Cucao se presenta en la siguiente Tabla:

**Tabla 61.** Estimación escorrentía lagos Huillinco-Cucao.

| Estimación escorrentía | | km³/año |
|---|---|---|
| Huillinco | Ríos | 0,369 |
| | Precipitación | 0,019 |
| | **Total entradas** | 0,388 |
| Cucao | Ríos | 0,034 |
| | Precipitación | 0,012 |
| | **Total entradas** | 0,046 |

## III) Caracterización de las entradas de nutrientes

### a) Aporte de nutrientes según uso de suelo de cuencas

En la Tabla 62 se describe el aporte según uso de suelo y precipitaciones. A partir de ella se observa que el PT calculado para el lago Huillinco es de 5,464 ton/año y para el lago Cucao de 0,434 ton/año. En el lago Huillinco, el mayor aporte de PT proviene de praderas (44 %), mientras que en el lago Cucao el mayor aportante corresponde al bosque nativo con un 40 %.

**Tabla 62.** Aporte de fósforo total (ton/año) según uso de suelo de la cuenca de los lagos Huillinco-Cucao.

| Usos de suelo | P-total (ton/año) Huillinco | P-total (ton/año) Cucao |
|---|---|---|
| Agricultura | 0,001 | 0,000 |
| Bosque nativo | 1,691 | 0,175 |
| Cuerpos de agua | 0,011 | 0,002 |
| Humedales | 0,074 | 0,007 |
| Matorral | 1,050 | 0,121 |
| Plantación | 0,005 | 0,000 |
| Praderas | 2,384 | 0,017 |
| Precipitaciones | 0,161 | 0,105 |
| Urbano | 0,086 | 0,006 |
| **Total** | **5,464** | **0,434** |

**b) Evaluación de las descargas directas**

En la Tabla 63 se muestra la sumatoria de las cargas de fósforo total para los lagos Huillinco y Cucao. Sólo en la cuenca del lago Huillinco se registraron descargas asociadas a RILES. En ambos lagos se consideró la población flotante (turistas) sólo durante verano.

**Tabla 63.** Sumatoria de las cargas de fósforo total para los lagos Huillinco y Cucao.

| | Huillinco | Cucao |
|---|---|---|
| **Fuente** | **Carga (ton P/año)** | **Carga (ton P/año)** |
| Población | 0,9 | 1,3 |
| Piscicultura 1 | 5,1 | 0 |
| Balsas jaulas (2007-2016) | 4,1 | 2,4 |
| Afluentes/ uso de suelo | 5,3 | 0,3 |
| Precipitación (2016) | 0,2 | 0,1 |
| **Carga total** | **15,6** | **4,2** |

**c) Estimación del aporte de PT por centros de cultivo**

De acuerdo a los datos de producción, se procedió a calcular el aporte de fósforo para ambos lagos, lo que se visualiza en las Figura 149 y Figura 150.

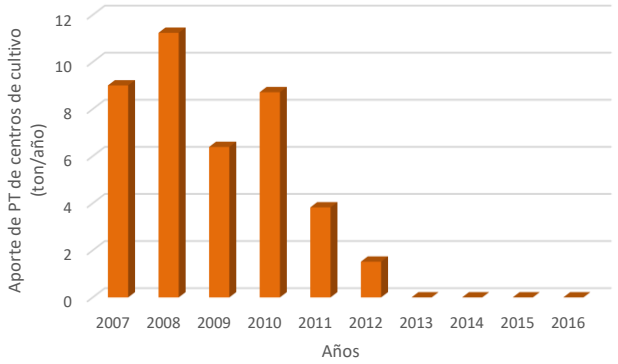


**Figura 149.** Aporte de PT (ton/año) desde centros de cultivo en el lago Huillinco.

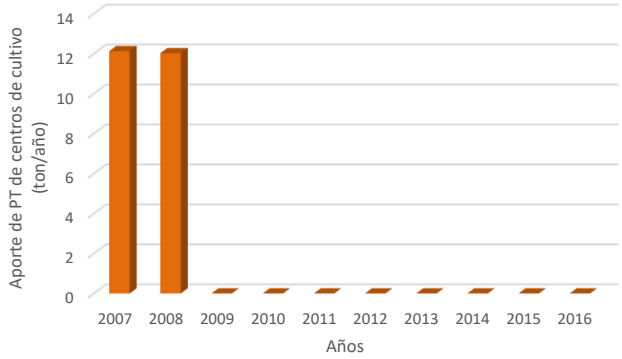


**Figura 150.** Aporte de PT (ton/año) desde centros de cultivo en el lago Cucao.

### d) Carga (sumatoria) de P al lago

En la Tabla 64 se detalla la sumatoria de las cargas estimadas de PT a los lagos Huillinco y Cucao. En total se estimó una carga de PT de 15,6 ton/año para el lago Huillinco y 4,2 ton/año para el lago Cucao, que estarían ingresando a los respectivos lagos.

**Tabla 64.** Carga de PT (ton/año) según actividad o fuente.

| | Huillinco | | Cucao | |
|---|---|---|---|---|
| | **P (ton/año)** | **P (%)** | **P (ton/año)** | **P (%)** |
| Balsas jaulas | 4 | 26,1 | 2 | 58,1 |
| Uso suelo | 5,3 | 34,0 | 0,3 | 7,9 |
| Precipitación | 0,2 | 1,0 | 0,1 | 2,5 |
| Pisciculturas | 5,1 | 33,0 | 0,0 | 0,0 |
| Población | 0,9 | 5,9 | 1,3 | 31,5 |
| Planta tratamiento | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| Otros | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| **TOTAL** | **15,6** | **100** | **4,2** | **100** |

**e) Levantamiento de batimetría y posterior confección de curva hipsográfica**

De acuerdo al sondaje realizado en el lago Huillinco las profundidades alcanzadas hasta el punto donde fue posible realizar sondajes desde los 0,7 m hasta los 48,6 m, máximo sondaje del lago. Por otro lado, el sector que conecta ambos lagos (canal Caldera) tiene una profundidad máxima de 16 m, mientras que el lago Cucao presentó una profundidad máxima de 26 m. En tanto, el río que conecta el lago Cucao con el mar no presentó más de 2 m en el sector donde fue sondeado. Respecto al lecho de ambos lagos se observó un fondo muy plano, las mayores pendientes se observaron en el lago Huillinco al terminar la plataforma Oeste donde existe una caída en la profundidad de casi 30 m, además se observó una pendiente abrupta en el inicio de la conexión entre los lagos Huillinco y Cucao variando la profundidad desde 40 a 15 m (Figura 151 y Figura 152).

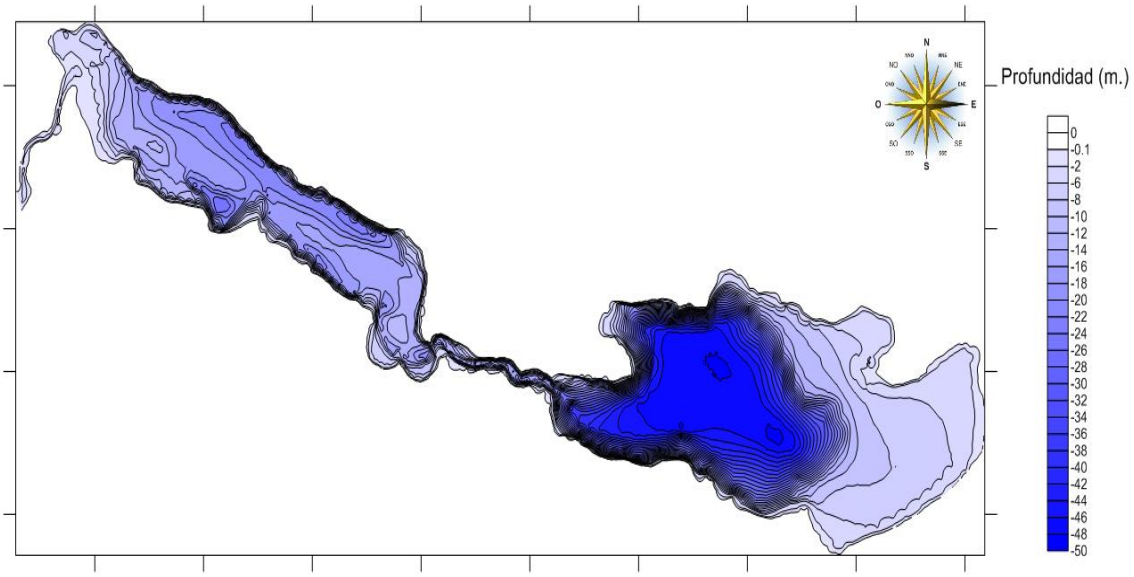


**Figura 151.** Vista bidimensional de la batimetría del lago Huillinco-Cucao.

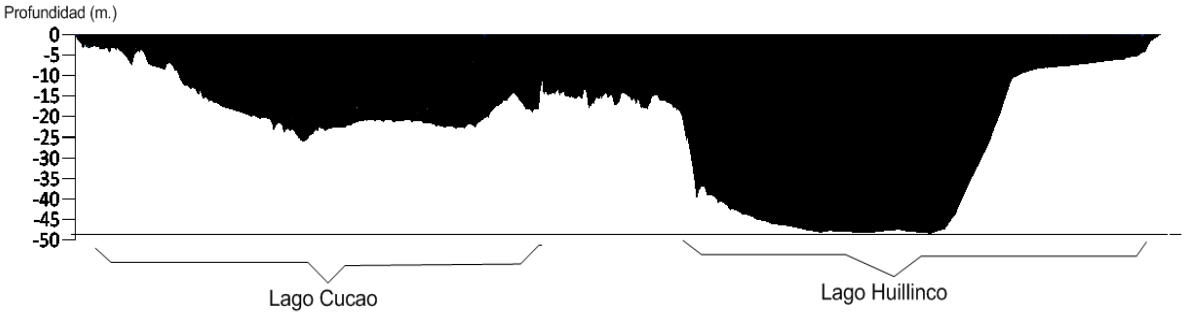


**Figura 152.** Perfil transversal desde Este a Oeste de la batimetría en los lagos Huillinco-Cucao.

Dado la gradiente de salinidad que presentan ambos lagos, se calcularon los volúmenes de agua por categoría de acuerdo a las características de salinidad (Tabla 65 y Tabla 66). Estos fueron calculados

por separado, dado a que el grosor de los estratos en metros difiere levemente entre los lagos Huillinco-Cucao.

A partir de ello, el estrato inferior del lago Huillinco (entre 14 y 48 m), compuesto por agua de mar oligohalina, registró un 52 % del volumen total del lago. La capa superior (0 a 4 m de profundidad), que se caracterizó por aguas salobres oligohalinas registró un 18 % (Tabla 65). En tanto, en el lago Cucao-Canal Caldera el mayor volumen de agua (41 %) correspondió a aguas salobres oligohalinas entre los 0 y 6 m de profundidad, mientras que el estrato inferior (entre 13 y 26 m), correspondiente a agua de mar oligohalina, obtuvo un 20 % del volumen total (Tabla 66).

**Tabla 65.** Porcentaje de volumen acumulado por estrato en la columna de agua y contenido de PT en el lago Huillinco.

| Estrato (m) | Categoría salinidad | Características | Volumen (%) /categoría | mg/L | ton/estrato |
|---|---|---|---|---|---|
| 0-4 | II | Agua salobre oligohalina | 18 | 0,0159 | 1,1 |
| 4-7 | III | Agua salobre mesohalina | 11 | 0,0253 | 1,1 |
| 4-14 | IV | Agua salobre polihalina | 19 | 0,0136 | 1,0 |
| 14-48 | V | Agua de mar oligohalina | 52 | 0,1639 | 34,4 |
| Total: 37,6 ton/lago | | | | | |
| Promedio P (mg/l): 0,0945 | | | | | |

**Tabla 66.** Porcentaje de volumen acumulado por estrato en la columna de agua y contenido de PT en el lago Cucao y canal Caldera.

| Estrato (m) | Categoría salinidad | Características | Volumen (%) /categoría | mg/L | ton/estrato |
|---|---|---|---|---|---|
| 0-6 | II | Agua salobre oligohalina | 41 | 0,0140 | 0,9 |
| 6-8 | III | Agua salobre mesohalina | 12 | 0,0140 | 0,3 |
| 8-13 | IV | Agua salobre polihalina | 27 | 0,0120 | 0,5 |
| 13-26 | V | Agua de mar oligohalina | 20 | 0,0250 | 0,8 |
| Total: 2,4 ton/lago | | | | | |
| Promedio P (mg/l): 0,0157 | | | | | |

### 4.4.3 Lago Tarahuín

#### I) Uso de suelo de la cuenca del lago Tarahuín

Se identificaron 35 subcuencas (Figura 153). La cuenca de este lago está compuesta en su mayoría por bosque nativo (~3.600 há), correspondiente a un 66 % del uso de suelo total en la cuenca (Figura 154).

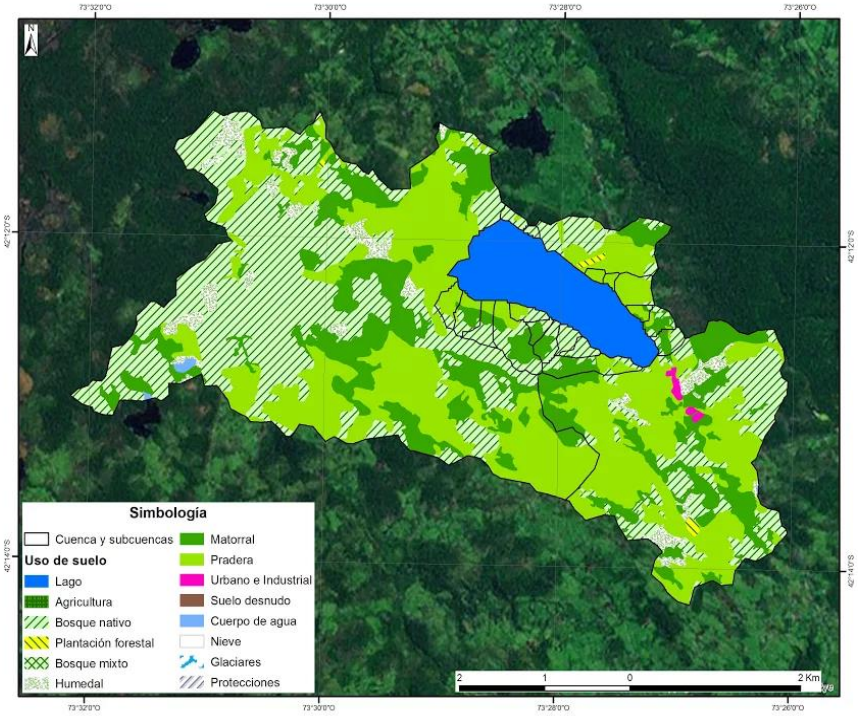


**Figura 153.** Mapa uso de suelo lago Tarahuín.

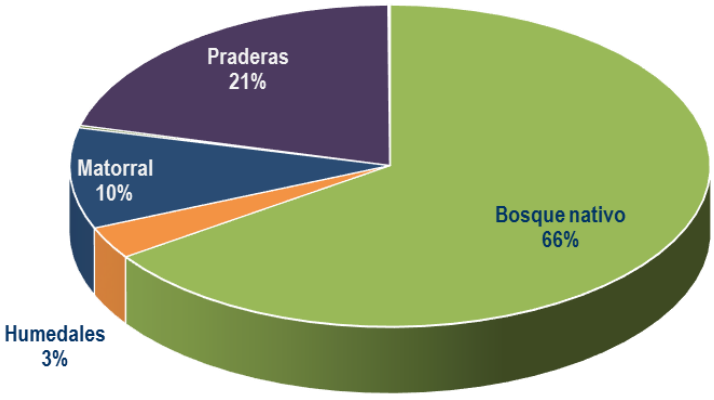


**Figura 154.** Uso de suelo (%) en la cuenca del lago Tarahuín.

## II) Estimación del Balance hidrológico

Las entradas vía escorrentía se calcularon de acuerdo a la metodología de la CN, señalada con anterioridad, en base al uso de suelo de las 35 subcuencas, el tipo y características del suelo, la pendiente promedio de cada subcuenca, y la precipitación durante el año 2016.

Para calcular el desagüe del lago Tarahuín, y dado que la isla de Chiloé cuenta con escasa información fluviométrica disponible, y que ésta no representa directamente el comportamiento de un desagüe de lago, se optó por comparar dos enfoques para determinar las curvas de variación estacional de caudales medios mensuales para el desagüe del lago Tarahuín: el método de Transposición de Cuencas, utilizando como cuenca conocida la de la estación 'Río Vilcún en Belbén', y el método de Turc, utilizando información meteorológica de la estación 'Tara, Chonchi'.

Las curvas obtenidas mediante ambos enfoques presentaron diferencias importantes, presentando las del método de Transposición de Cuencas una amplitud significativamente mayor. Los resultados obtenidos para ambos métodos fueron contrastados con datos de aforos estivales realizados por la Dirección General de Aguas (DGA), así como con el caudal medio anual determinado para el punto de interés en el marco de un proyecto FIP. Ambos antecedentes mostraron mayor coherencia con los caudales determinados mediante el método de Transposición de Cuencas.

En base a la información disponible, fue posible observar que el río Tarahuín en el desagüe del lago del mismo nombre presenta un régimen pluvial, cuyos caudales máximos se producirían durante los meses de otoño e invierno, para años normales, húmedos y secos.

El caudal medio anual determinado para el desagüe del lago Tarahuín es de 2,17 $m^3/s$, en tanto que el caudal específico para esta subcuenca es de 45,26 $l/s/km^2$. Sin embargo, de acuerdo al método de transposición de cuencas para el año 2016, un año anormalmente seco (1004,5 ppm), se calculó un caudal de 0,87 $m^3/s$ (0,027 $km^3$/año). Este último valor se utilizó para el cálculo del balance hídrico.

El balance hidrológico anual (año 2016) es el siguiente (Tabla 67):

**Tabla 67.** Balance hidrológico del lago Tarahuín.

| **Balance hidrológico lago Tarahuín** | | **$km^3$/año** |
|---|---|---|
| Entradas | Ríos | 0,028 |
| | Precipitación | 0,007 |
| | **Total entradas** | 0,036 |
| Salidas | Efluente | 0,027 |
| | Evaporación | 0,005 |
| | **Total salidas** | 0,033 |
| | Drenaje profundo | 0,003 |

## III) Estimación del balance de nutrientes

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

Según el aporte de fósforo total por uso de suelo y precipitación, se calculó que las praderas estarían incorporando al sistema lacustre 0,31 ton/año, correspondiente a un 41 % del aporte total, seguido por el bosque nativo con 0,15 ton/año (35 %) (Tabla 68). Por tanto, el aporte estimado para el año 2016 fue de 0,4336 ton/año, proveniente del uso de suelo y precipitación.

**Tabla 68.** Aporte de fósforo total (ton/año) según uso de suelo de la cuenca del lago Tarahuín.

| Usos de suelo | P-total (ton/año) |
|---|---|
| Agricultura | 0,0000 |
| Bosque nativo | 0,1505 |
| Humedales | 0,0006 |
| Matorral | 0,0371 |
| Plantación | 0,0000 |
| Praderas | 0,1769 |
| Precipitaciones | 0,0684 |
| **Total** | **0,4336** |

**b) Evaluación de las descargas directas**

Se consideraron como fuentes puntuales las descargas de la población aledaña al lago, con un aporte de 0,26 ton/año de P. No se registraron otras descargas de RILES. La estimación de aporte de PT por población en la cuenca se describe a continuación:

**Tabla 69.** Estimación de aporte de fósforo total (ton/año) de acuerdo a la población existente en la cuenca del lago Tarahuín.

| | TURISTAS | | POBLACIÓN PERMANENTE | |
|---|---|---|---|---|
| | **Pozo séptico** | **Descarga directa** | **Pozo séptico** | **Descarga directa** |
| g PT/día* persona | 0,75 | 3,75 | 0,75 | 3,75 |
| N° viviendas franja 200m | - | - | 47 | - |
| N° personas | - | - | 188 | - |
| N° días residencia | 5 | 5 | 365 | 365 |
| **Carga P (ton/año)** | 0,00 | 0,00 | 0,05 | 0,26 |
| | **Total (ton/año)** | | **Mín.** | **0,05** |
| | | | **Máx.** | **0,26** |

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

Los máximos aportes de PT de centros de cultivo se produjeron en el año 2007 con valores cercanos a 9 ton (Figura 155). A partir del año 2013 los centros dejaron de operar en este lago.

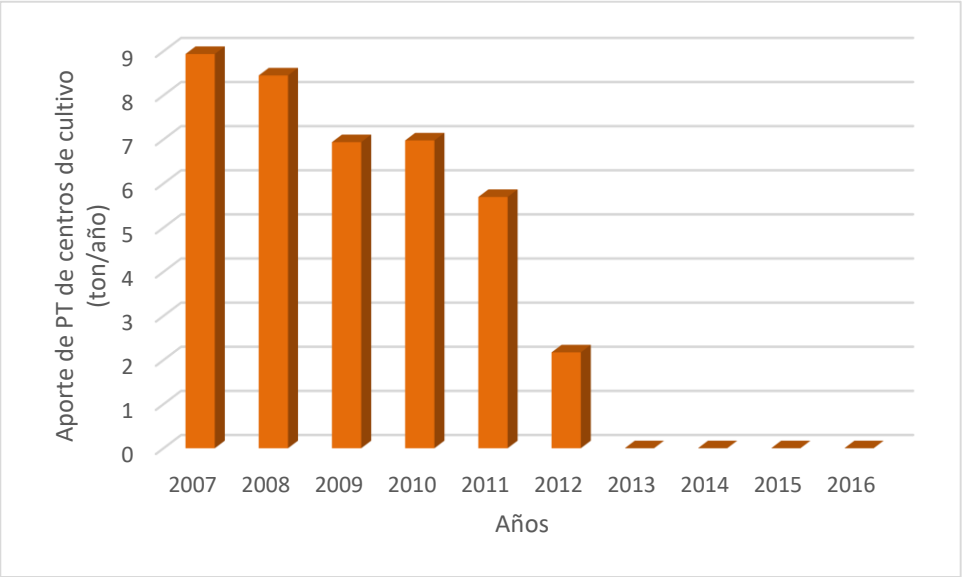


**Figura 155.** Aporte de PT (ton/año) desde centros de cultivo en el lago Tarahuín.

**d) Carga (sumatoria) de P al lago**

En la Tabla 70 se detalla la sumatoria de las cargas estimadas de PT al lago Tarahuín. En total se estimó una carga de PT de 4,9 ton/año que estarían ingresando al lago, representando las balsas jaulas el 80,4% del aporte total calculado.

**Tabla 70.** Carga de PT (ton/año) según actividad o fuente.

| | P (ton/año) | P (%) |
|---|---|---|
| Balsas jaulas | 4 | 80,4 |
| Uso suelo | 0,6 | 12,9 |
| Precipitación | 0,1 | 1,4 |
| Pisciculturas | 0 | 0 |
| Población | 0,3 | 5,3 |
| Planta tratamiento | 0 | 0 |
| Otros | 0 | 0 |
| **TOTAL** | **4,9** | **100** |

**e) Levantamiento de batimetría y determinación del contenido de PT en el lago**

De acuerdo al sondaje realizado en el lago Tarahuín las profundidades alcanzadas hasta el punto donde fue posible realizar sondajes van desde los 1,3 m hasta los 34,1 m de profundidad máxima. Respecto al lecho del lago, éste presentó una pendiente diferente dependiendo de si observamos la costa Este o la Oeste. El perfil del fondo desde la costa este del lago hacia el sector medio de este,

se presenta más suave y menos profunda (~25 m) que la pendiente desde la costa Oeste hacia el mismo sector medio del lago. Ésta pendiente cae en forma más abrupta hacia el fondo y alcanza mayor profundidad (~35 m) (Figura 156 y Figura 157).

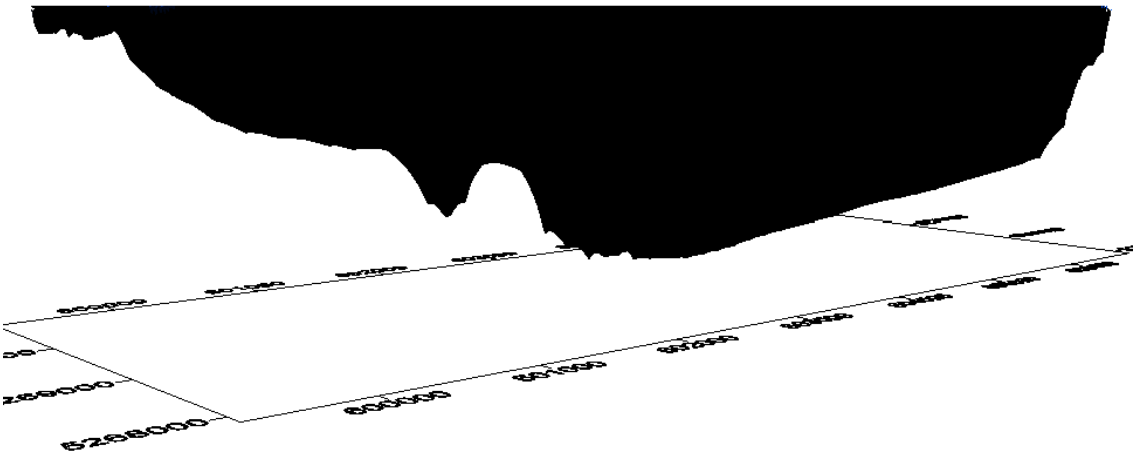

**Figura 156.** Perfil transversal desde Este a Oeste del lago Tarahuín.

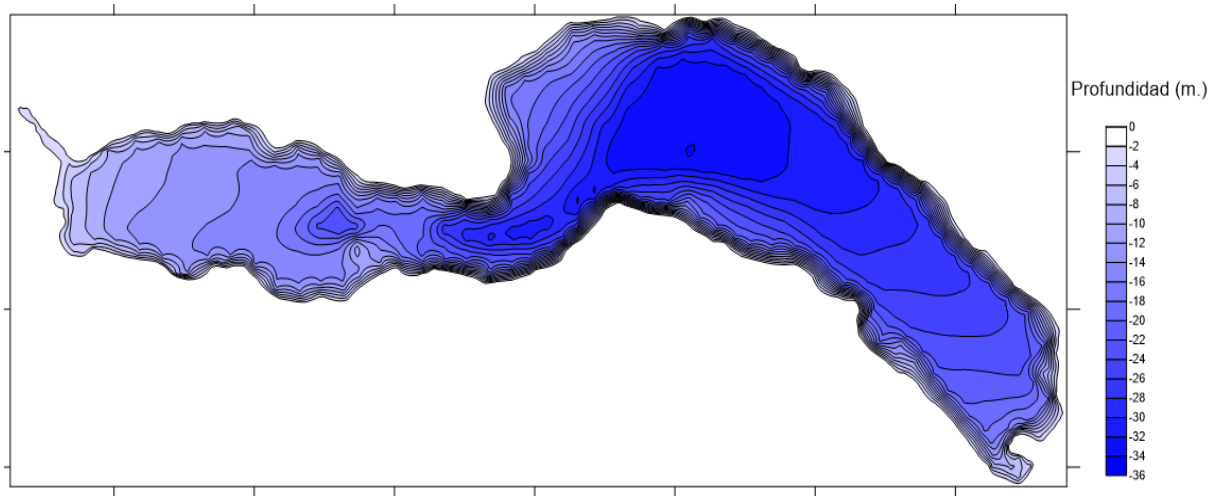


**Figura 157.** Imagen bidimensional de la batimetría del lago Tarahuín.

Según la curva hipsográfica del lago Tarahuín (Figura 158), el 44 % del volumen del lago está contenido entre 0 y 15 m de profundidad. De acuerdo a este gráfico se calcularon los correspondientes volúmenes para las profundidades medidas y los volúmenes de cada estrato (Tabla 71).

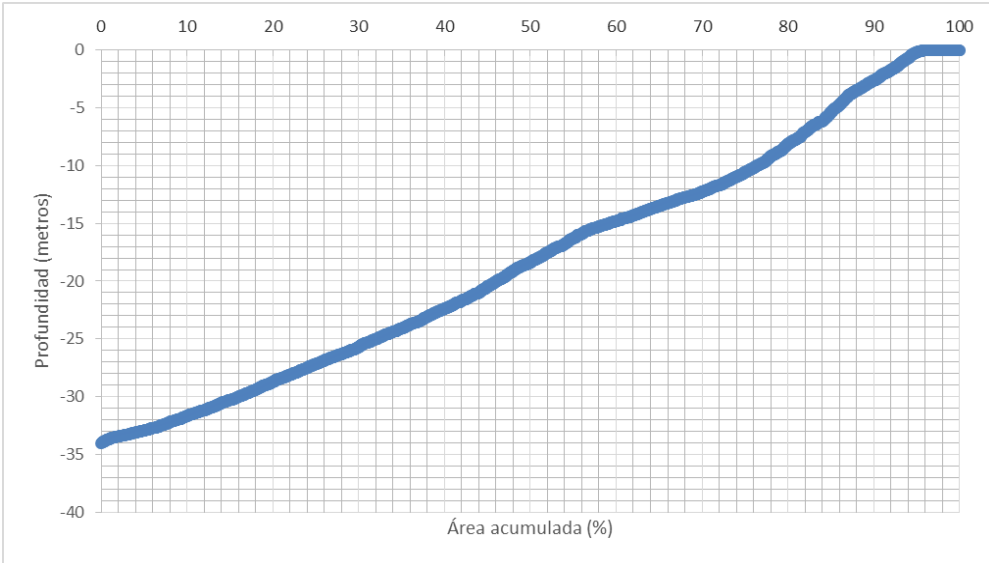


**Figura 158.** Curva hipsográfica lago Tarahuín.

**Tabla 71.** Porcentaje de volumen acumulado y por estrato en la columna de agua en el lago Tarahuín.

| Profundidad (m) | Estrato (m) | Volumen (%) | PT (mg/L) | PT por estrato (ton) |
|---|---|---|---|---|
| 0 | 0-5 | 24,1 | 0,0144 | 0,6 |
| 5 | 5-10 | 20,6 | 0,0135 | 0,5 |
| 10 | 10-15 | 18,3 | 0,0131 | 0,4 |
| 15 | 15-20 | 14,1 | 0,0132 | 0,3 |
| 20 | 20-25 | 11,2 | 0,0171 | 0,3 |
| 25 | 25-fondo | 11,6 | 0,1687 | 3,2 |
| | **Total** | **100** | **Suma** | **5,3** |
| | | **Promedio (mg/L)** | | **0,0321** |

### f) Determinación de la descarga por el efluente

La descarga anual del efluente calculada fue de 0,06 ton/año de acuerdo al siguiente cálculo:

Caudal (km³/año): 0,0274
Concentración de PT (mg/L): 0,0321
Descarga de PT (ton/año): 0,8793

### g) Balance de masas

De acuerdo a nuestros cálculos estarían ingresando alrededor de 4,8 ton de PT, y sedimentando 4 ton (Tabla 72).

**Tabla 72.** Balance de PT calculado para el lago Tarahuín.

| Columna lago (ton P) | Ingreso (ton P) | Egreso (ton P) | Sedimentación (ton P) | Tasa de sedimentación (%) |
|---|---|---|---|---|
| 5,3 | 4,68 | 0,8 | 3,7 | 81 |

### 4.4.4 Lago Natri

#### I) Uso de suelo de la cuenca del lago Natri

Se identificaron 29 subcuencas (Figura 159). La cuenca del lago Natri está compuesta en su mayoría en un 82 % por bosque nativo (7.052 há) (Figura 160).

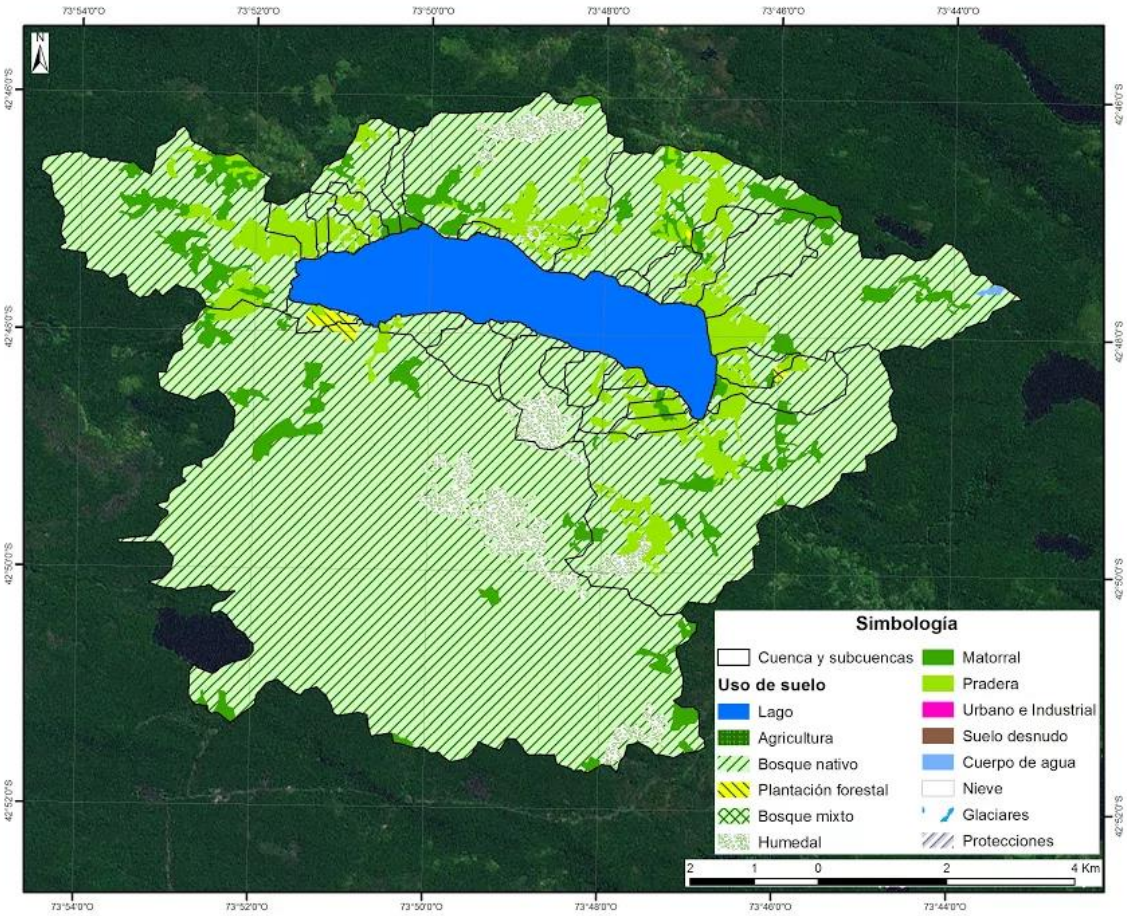


**Figura 159.** Mapa uso de suelo lago Natri.

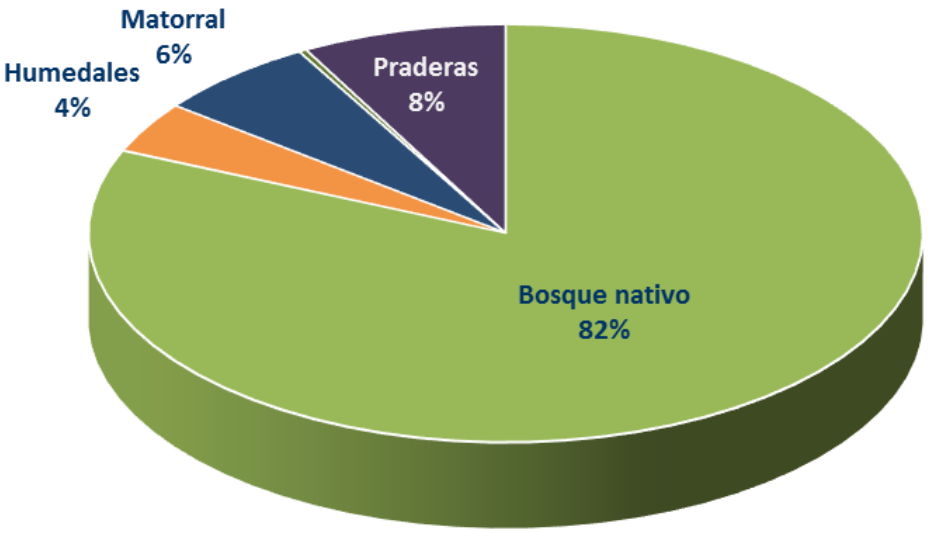


**Figura 160.** Uso de suelo (%) en la cuenca del lago Natri.

## II) Estimación del Balance hidrológico

Las entradas vía escorrentía se calcularon de acuerdo a la metodología de la CN, señalada con anterioridad, en base al uso de suelo de las 29 subcuencas, el tipo y características del suelo, la pendiente promedio de cada subcuenca, y precipitación durante el año 2016.

Para calcular el desagüe del lago Natri, y dado que la isla de Chiloé cuenta con escasa información fluviométrica disponible, y que ésta no representa directamente el comportamiento de un desagüe de lago, se optó por comparar dos enfoques para determinar las curvas de variación estacional de caudales medios mensuales para el desagüe del lago Natri: el método de Transposición de Cuencas, utilizando como cuenca conocida la de la estación 'Río Vilcún en Belbén', y el método de Turc, utilizando información meteorológica de la estación 'Tara, Chonchi'.

Las curvas obtenidas mediante ambos enfoques presentaron diferencias importantes, presentando las del método de Transposición de Cuencas una amplitud significativamente mayor. Los resultados obtenidos para ambos métodos fueron contrastados con datos de aforos estivales realizados por la Dirección General de Aguas, así como con los caudales medidos entre noviembre de 1996 y octubre de 1997 en el marco de un proyecto FIP. Éstos últimos se encuentran mayoritariamente dentro de los valores esperados según el método de Transposición de Cuencas, no así de los esperados según Turc.

En base a la información disponible, es posible observar que el río Natri en el desagüe del lago del mismo nombre presenta un régimen pluvial, cuyos caudales máximos se producirían durante los meses de otoño e invierno, para años normales, húmedos y secos.

El caudal medio anual determinado para el desagüe del lago Natri es de 2,4 $m^3/s$, en tanto que el caudal específico para esta subcuenca es de 45,26 $l/s/km^2$. Sin embargo, de acuerdo al método de transposición de cuencas para el año 2016, un año anormalmente seco (1004,5 ppm), se calculó un caudal de 0,96 $m^3/s$ (0,030 $km^3$/año). Este último valor se utilizó para el cálculo del balance hídrico.

El balance hidrológico anual (año 2016) es el siguiente (Tabla 73):

**Tabla 73.** Balance hidrológico del lago Natri.

| Balance hidrológico lago Natri | | km³/año |
|---|---|---|
| Entradas | Ríos | 0,053 |
| | Precipitación | 0,008 |
| | **Total entradas** | 0,061 |
| Salidas | Efluente | 0,030 |
| | Evaporación | 0,006 |
| | **Total salidas** | 0,035 |
| | Drenaje profundo | 0,026 |

## III) Estimación del balance de nutrientes

### a) Aporte de nutrientes por uso de suelo de la Cuenca

Según el aporte de fósforo por afluentes, se calculó que el bosque nativo estaría generando un 48% del aporte total de PT, correspondiente a 0,35 ton/año (Tabla 74). El aporte PT calculado según uso de suelo y precipitación durante el año 2016 fue de 0,7202 ton/año.

**Tabla 74.** Aporte de fósforo total (ton/año) según uso de suelo de la cuenca del lago Natri.

| Usos de suelo | P-total (ton/año) |
|---|---|
| Bosque nativo | 0,3051 |
| Cuerpos de agua | 0,0004 |
| Humedales | 0,0271 |
| Matorral | 0,0732 |
| Plantación | 0,0031 |
| Praderas | 0,1595 |
| Precipitaciones | 0,0678 |
| **Total** | **0,6361** |

### b) Evaluación de las descargas directas

Se consideraron como fuentes puntuales las descargas de la población aledaña al lago, con un aporte de 0,4 ton/año de P (Tabla 75). No se registraron otras descargas de RILES.

**Tabla 75.** Estimación de aporte de fósforo total (ton/año) de acuerdo a la población existente en la cuenca del lago Natri.

| | TURISTAS | | POBLACIÓN PERMANENTE | |
|---|---|---|---|---|
| | **Pozo séptico** | **Descarga directa** | **Pozo séptico** | **Descarga directa** |
| g PT/día* persona | 0,75 | 3,75 | 0,75 | 3,75 |
| N° viviendas franja 200m | - | - | 81 | - |
| N° personas | - | - | 324 | - |
| N° días residencia | 5 | 5 | 365 | 365 |
| **Carga P (ton/año)** | 0,00 | 0,00 | 0,09 | 0,44 |
| | **Total (ton/año)** | | **Mín.** | **0,09** |
| | | | **Máx.** | **0,44** |

### c) Estimación del aporte de PT por centros de cultivos

Los máximos aportes de PT de centros de cultivo se produjeron entre el 2011 y 2012, asociado a los máximos peaks de producción en este lago (Figura 161).

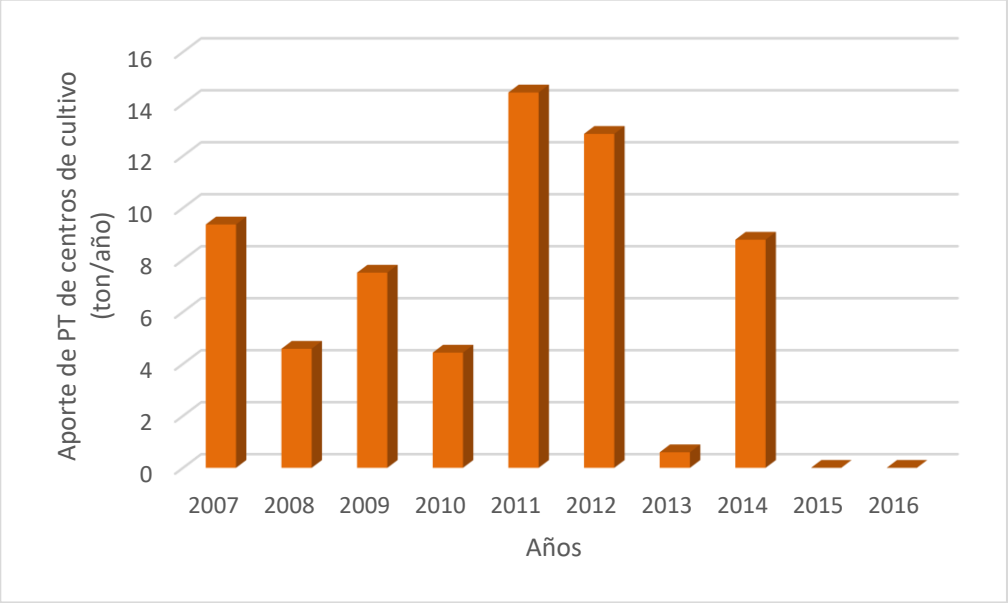


**Figura 161.** Aporte de PT (ton/año) desde centros de cultivo en el lago Natri.

### d) Carga (sumatoria) de P al lago

En la Tabla 76 se detalla la sumatoria de las cargas estimadas de PT al lago Natri. En total se estimó una carga de PT de 7,7 ton/año que estarían ingresando al lago, representando las balsas jaulas el 84,8% del aporte total al lago.

**Tabla 76.** Carga de PT (ton/año) según actividad o fuente.

| | PT (ton/año) | PT (%) |
|---|---|---|
| Balsas jaulas | 6 | 85,7 |
| Uso suelo | 0,6 | 7,5 |
| Precipitación | 0,1 | 0,9 |
| Pisciculturas | 0,0 | 0 |
| Población | 0,4 | 5,9 |
| Planta tratamiento | 0,0 | 0 |
| Otros | 0,0 | 0 |
| **TOTAL** | **7,6** | **100** |

**e) Levantamiento de batimetría y determinación del contenido de PT en el lago**

De acuerdo al sondaje realizado en el lago Natri las profundidades alcanzadas hasta el punto donde fue posible realizar sondajes fue de 1 m hasta los 59,81 m de profundidad máxima. Respecto al lecho del lago, éste presenta una pendiente de fuerte caída tanto desde la costa Este como la Oeste y un lecho parejo en el fondo (Figura 162 y Figura 163).

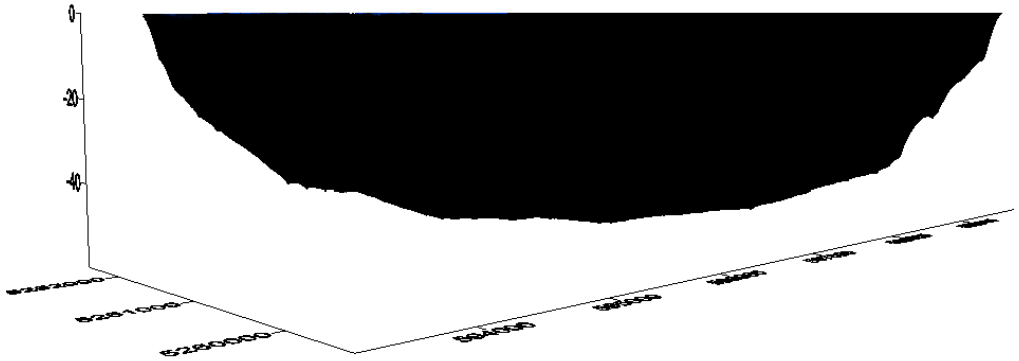

**Figura 162.** Perfil transversal desde Este a Oeste del lago Natri.

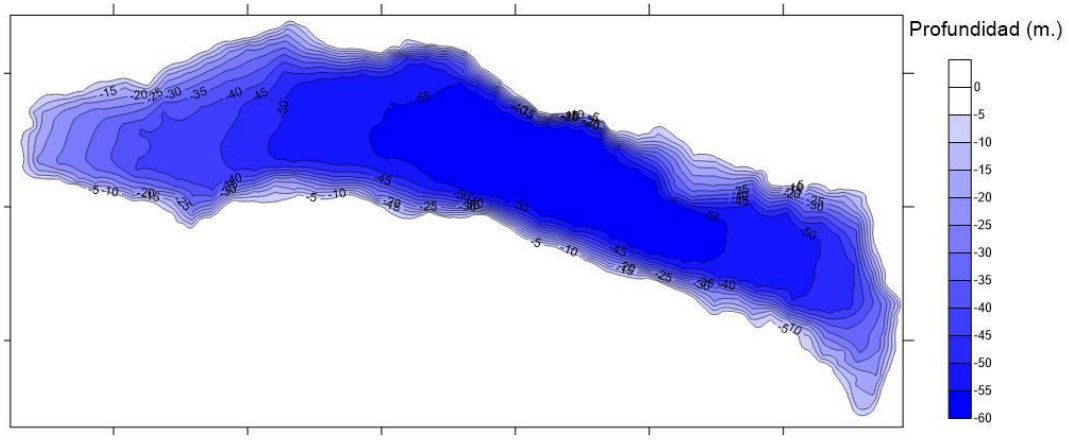


**Figura 163.** Imagen bidimensional de la batimetría del lago Natri.

Según la curva hipsográfica del lago Natri (Figura 164), el 32 % del volumen del lago está contenido entre 50 y 60 m de profundidad. De acuerdo a este gráfico se calculó los correspondientes volúmenes para las profundidades medidas y los volúmenes de cada estrato (Tabla 77).

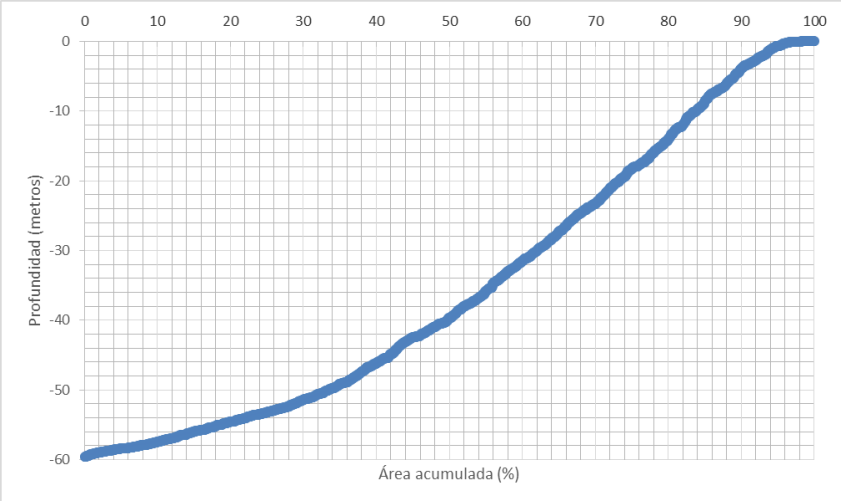


**Figura 164.** Curva hipsográfica lago Natri.

**Tabla 77.** Porcentaje de volumen acumulado y por estrato en la columna de agua del lago Natri.

| Profundidad (m) | Estrato (m) | Volumen (%) | PT (mg/L) | PT por estrato (ton) |
|---|---|---|---|---|
| 0 | 0-10 | 24,8 | 0,0069 | 0,5 |
| 10 | 10-20 | 20,8 | 0,0069 | 0,4 |
| 20 | 20-30 | 18,1 | 0,0087 | 0,4 |
| 30 | 30-40 | 15,6 | 0,0110 | 0,3 |
| 40 | 40-50 | 12,5 | 0,0119 | 0,2 |
| 50 | 50-60 | 8,3 | 0,0590 | 0,2 |
| | **Total** | **100** | **Suma** | **2** |
| | | **Promedio (mg/L)** | | **0,0063** |

## f) Determinación de la descarga por el efluente

La descarga anual del efluente calculada fue de 0,19 ton/año de acuerdo al siguiente cálculo:

Caudal (km³/año): 0,0302
Concentración de PT (mg/L): 0,0063
Descarga de PT (ton/año): 0,1907

## g) Balance de masas

De acuerdo a nuestros cálculos estarían ingresando alrededor de 7,6 ton de PT, y sedimentando 7,4 ton (Tabla 78).

**Tabla 78.** Balance de PT calculado para el lago Natri.

| Columna lago (ton P) | Ingreso (ton P) | Egreso (ton P) | Sedimentación (ton P) | Tasa de sedimentación (%) |
|---|---|---|---|---|
| 2 | 7,6 | 0,2 | 7,4 | 97,5 |

### 4.4.5 Lago Tepuhueico

#### I) Uso de suelo de la cuenca del lago Tepuhueico

Se identificaron 31 subcuencas (Figura 165). La cuenca del lago Tepuhueico está compuesta casi en su totalidad por bosque nativo (14.263 há), correspondiente a un 90 % del total del uso de suelo (Figura 166).

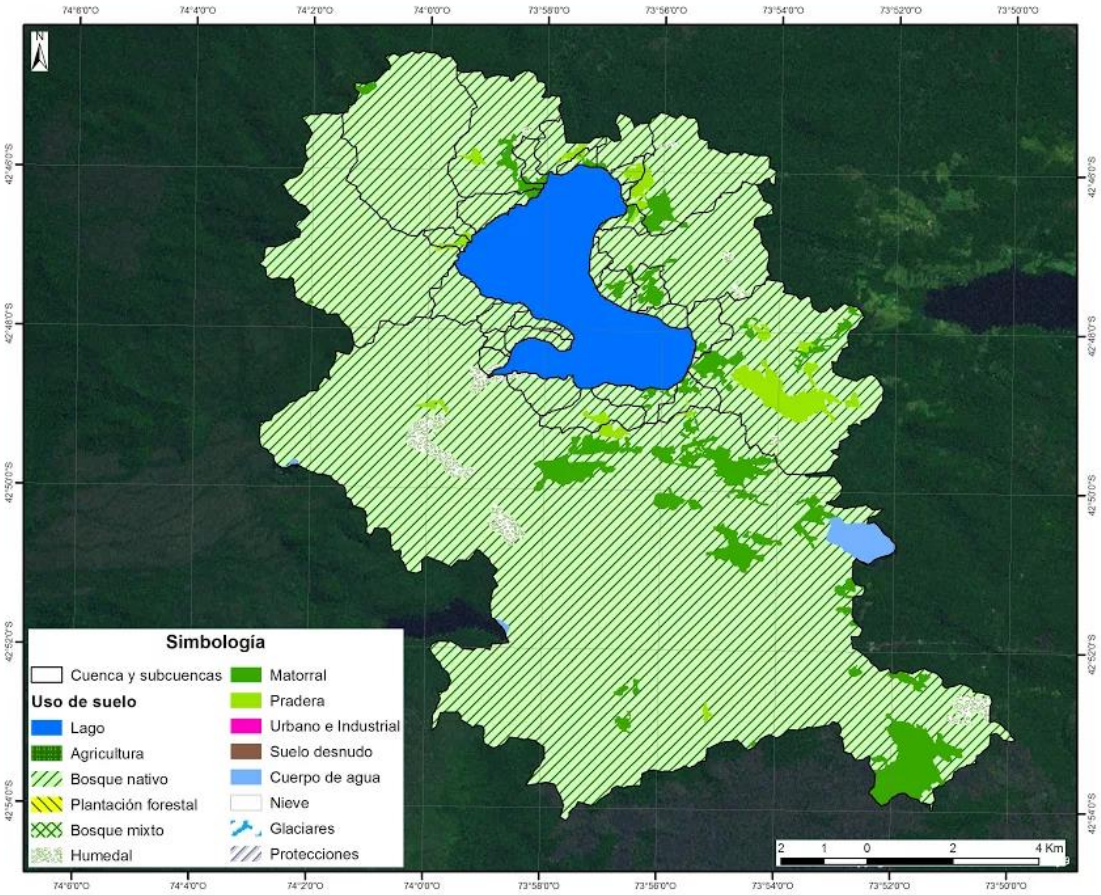


**Figura 165.** Mapa de uso de suelo lago Tepuhueico.

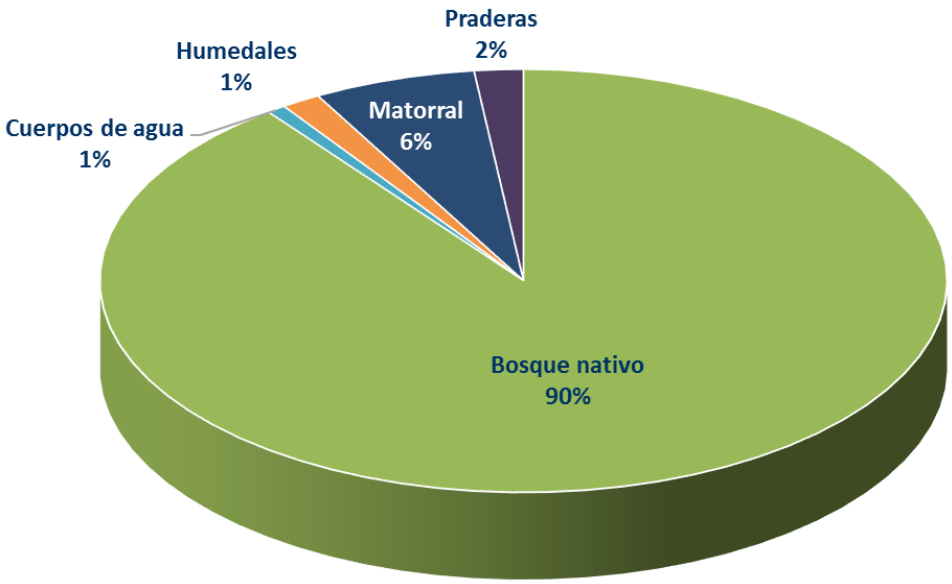


**Figura 166.** Uso de suelo (%) en la cuenca del lago Tepuhueico.

## II) Estimación del Balance hidrológico

Las entradas vía escorrentía se calcularon de acuerdo a la metodología de la CN, señalada con anterioridad, en base al uso de suelo de las 31 subcuencas, el tipo y características del suelo, la pendiente promedio de cada subcuenca, y precipitación durante el año 2016.

Para calcular el desagüe del lago Tepuhueico, y dado que la isla de Chiloé cuenta con escasa información fluviométrica disponible, y que ésta no representa directamente el comportamiento de un desagüe de lago, se optó por comparar dos enfoques para determinar las curvas de variación estacional de caudales medios mensuales para el desagüe del lago Tepuhueico: el método de Transposición de Cuencas, utilizando como cuenca conocida la de la estación 'Río Vilcún en Belbén', y el método de Turc, utilizando información meteorológica de la estación 'Tara, Chonchi'.

Las curvas obtenidas mediante ambos enfoques presentaron diferencias importantes, presentando las del método de Transposición de Cuencas una amplitud significativamente mayor. Los resultados obtenidos para ambos métodos fueron contrastados con datos de aforos realizados por la DGA, así como con el caudal medio anual determinado para el punto de interés en el marco de un proyecto FIP. Ambos elementos muestran mayor coherencia con el caudal determinado mediante el método de Transposición de Cuencas.

En base a la información disponible, fue posible observar que el río Bravo en el desagüe del lago Tepuhueico presenta un régimen pluvial, cuyos caudales máximos se producirían durante los meses de otoño e invierno, para años normales, húmedos y secos.

El caudal medio anual determinado para el desagüe del lago Tepuhueico es de 15,08 $m^3/s$, en tanto que el caudal específico para esta subcuenca es de 77,53 $l/s/km^2$. Sin embargo, de acuerdo al método de transposición de cuencas para el año 2016, un año anormalmente seco (1004,5 ppm), se calculó un caudal de 3,2 $m^3/s$ (0,101 $km^3$/año). Este último valor se utilizó para el cálculo del balance hídrico.

El balance hidrológico anual (año 2016) es el siguiente (Tabla 79):

**Tabla 79.** Balance hidrológico lago Tepuhueico.

| Balance hidrológico lago Tepuhueico | | $km^3$/año |
|---|---|---|
| Entradas | Ríos | 0,114 |
| | Precipitación | 0,014 |
| | **Total entradas** | 0,128 |
| Salidas | Efluente | 0,101 |
| | Evaporación | 0,01 |
| | **Total salidas** | 0,111 |
| | Drenaje profundo | 0,017 |

## III) Estimación del balance de nutrientes

### a) Aporte de nutrientes por uso de suelo de la Cuenca

Según el aporte de fósforo por uso de suelo y precipitación, se calculó que las praderas estarían incorporando un 65 % del aporte total de PT, correspondiente a 1,09 ton/año (Tabla 80).

**Tabla 80.** Aporte de fósforo total (ton/año) según uso de suelo de la cuenca del lago Tepuhueico.

| Usos de suelo | P-total (ton/año) |
|---|---|
| Bosque nativo | 0,7020 |
| Cuerpos de agua | 0,0100 |
| Humedales | 0,0206 |
| Matorral | 0,1495 |
| Praderas | 0,0817 |
| Precipitaciones | 0,1237 |
| **Total** | **1,0876** |

### b) Evaluación de las descargas directas

Se consideraron como fuentes puntuales las descargas de la población aledaña al lago, con un aporte de 0,05 ton/año de PT (Tabla 81). No se registraron otras descargas de RILES.

**Tabla 81.** Estimación de aporte de fósforo total (ton/año) de acuerdo a la población existente en la cuenca del lago Tepuhueico.

| | TURISTAS | | POBLACIÓN PERMANENTE | |
|---|---|---|---|---|
| | **Pozo séptico** | **Descarga directa** | **Pozo séptico** | **Descarga directa** |
| g PT/día* persona | 0,75 | 3,75 | 0,75 | 3,75 |
| N° viviendas franja 200m | - | - | 8 | - |
| N° personas | 152 | - | 32 | - |
| N° días residencia | 30 | 5 | 365 | 365 |
| **Carga P (ton/año)** | 0,003 | 0,00 | 0,01 | 0,04 |
| | **Total (ton/año)** | | **Mín.** | **0,01** |
| | | | **Máx.** | **0,05** |

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

De acuerdo a la producción de salmónidos en este lago, el mayor aporte de PT fue en el año 2008, con alrededor de 5 ton (Figura 167). A partir del 2009 los centros dejaron de operar en este lago.

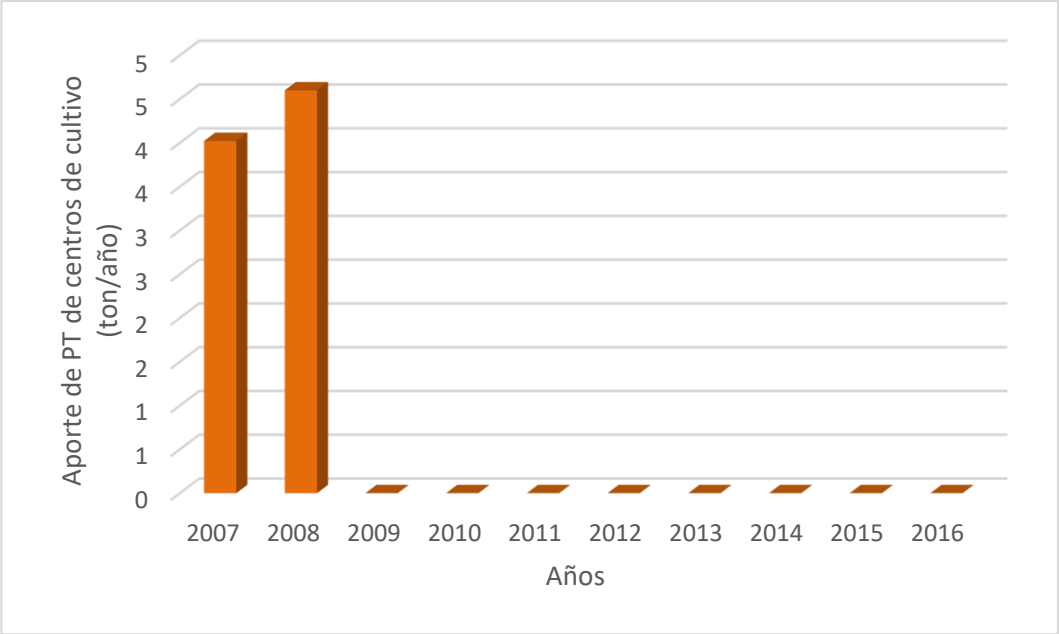


**Figura 167.** Aporte de PT (ton/año) desde centros de cultivo en el lago Tepuhueico.

### d) Carga (sumatoria) de P al lago

En la Tabla 82 se detalla la sumatoria de las cargas estimadas de PT al lago Tepuhueico. En total se estimó una carga de PT de 2,5 ton/año que estarían ingresando al lago, representando el 54,9% del aporte las balsas jaulas, y el 38,3% el uso de suelo.

**Tabla 82.** Carga de PT (ton/año) según actividad o fuente.

| | PT (ton/año) | PT (%) |
|---|---|---|
| Balsas jaulas | 1,4 | 54,9 |
| Uso suelo | 1,0 | 38,3 |
| Precipitación | 0,1 | 4,9 |
| Pisciculturas | 0,0 | 0,0 |
| Población | 0,05 | 1,8 |
| Planta tratamiento | 0,0 | 0,0 |
| Otros | 0,0 | 0,0 |
| **TOTAL** | **2,5** | **100** |

**e) Levantamiento de batimetría y determinación del contenido de PT en el lago**

De acuerdo al sondaje realizado en el lago Tepuhueico, las profundidades hasta el punto donde fue posible realizar sondajes van desde los 0,4 m hasta los 25,9 m de profundidad máxima. Respecto al lecho del lago, éste presenta una pendiente de fuerte caída en su costa Este y una pendiente de declive más leve en su costa Oeste (Figura 168 y Figura 169). La curva hipsográfica se muestra en la Figura 170 y en la Tabla 83.

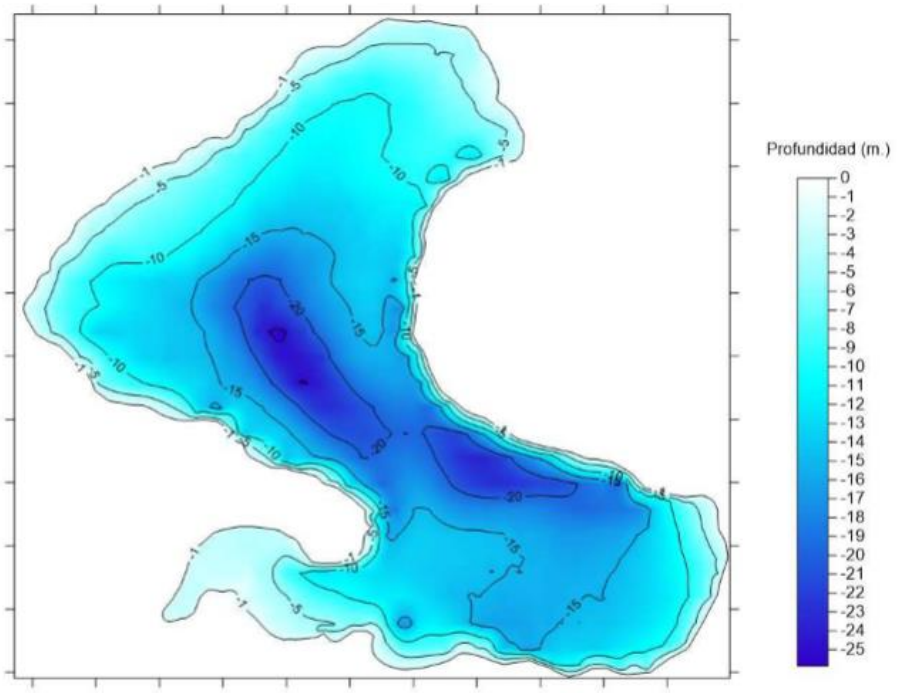


**Figura 168.** Imagen bidimensional de la batimetría del lago Tepuhueico.

**Figura 169.** Perfil transversal desde Este a Oeste del lago Tepuhueico.

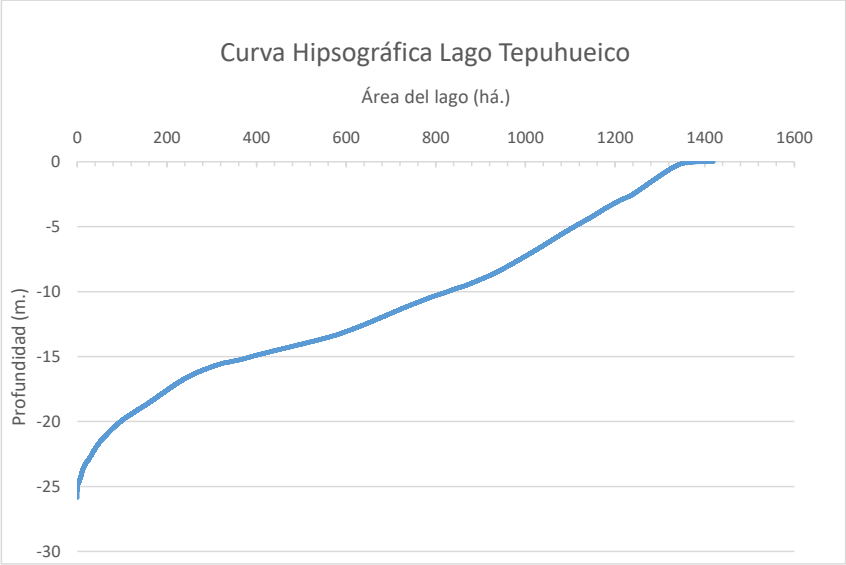


**Figura 170.** Curva hipsográfica Lago Tepuhueico.

**Tabla 83.** Porcentaje de volumen acumulado y por estrato en la columna de agua del lago Tepuhueico.

| Profundidad (m) | Estrato (m) | Volumen (%) | PT (mg/L) | PT por estrato (ton) |
|---|---|---|---|---|
| 0 | 0-5 | 37,5 | 0,0112 | 0,8 |
| 5 | 5-10 | 28,8 | 0,0110 | 0,6 |
| 10 | 10-15 | 21,2 | 0,0116 | 0,5 |
| 15 | 15-20 | 10,0 | 0,0490 | 0,9 |
| 20 | 20-25 | 2,4 | 0,1150 | 0,5 |
| 25 | 25-fondo | 0,0 | 0,1150 | 0,0 |
| | **Total** | **100** | **Suma** | **3,3** |
| | | **Promedio (mg/L)** | | **0,0175** |

**f) Determinación de la descarga por el efluente**

La descarga anual del efluente calculada fue de 1,766 ton/año de acuerdo al siguiente cálculo:

Caudal (km³/año): 0,1
Concentración de PT (mg/L): 0,017
Descarga de PT (ton/año): 1,766

**g) Balance de masas**

De acuerdo a nuestros cálculos estarían ingresando alrededor de 2,5 ton de PT, y sedimentando 0,7 ton (Tabla 84).

**Tabla 84.** Balance de PT calculado para el lago Tepuhueico.

| Columna lago (Ton P) | Ingreso (ton P) | Egreso (ton P) | Sedimentación (ton P) | Tasa de sedimentación (%) |
|---|---|---|---|---|
| 3,3 | 2,5 | 1,8 | 0,7 | 30 |

## 4.5 Objetivo específico 5.

*Entregar modelos de capacidad de carga: ajustado para el lago Llanquihue; actualizados para los lagos Ranco, Puyehue, Rupanco y Chapo; y análisis tendientes a determinar estos modelos para los lagos Yelcho y Riesco.*

### 4.5.1 Lago Llanquihue

**a) Uso de suelo en las cuencas del lago Llanquihue**

Las Figura 171 y Figura 172 muestran el uso de suelo en la cuenca del lago Llanquihue, predominando el bosque nativo (44,1 %), praderas (35,7 %), y los matorrales (10,3 %). En la Figura 171 se observa que la mayor parte del bosque nativo se encuentra en la zona sur y oriental del lago, específicamente en los faldeos del Volcán Calbuco y Osorno.

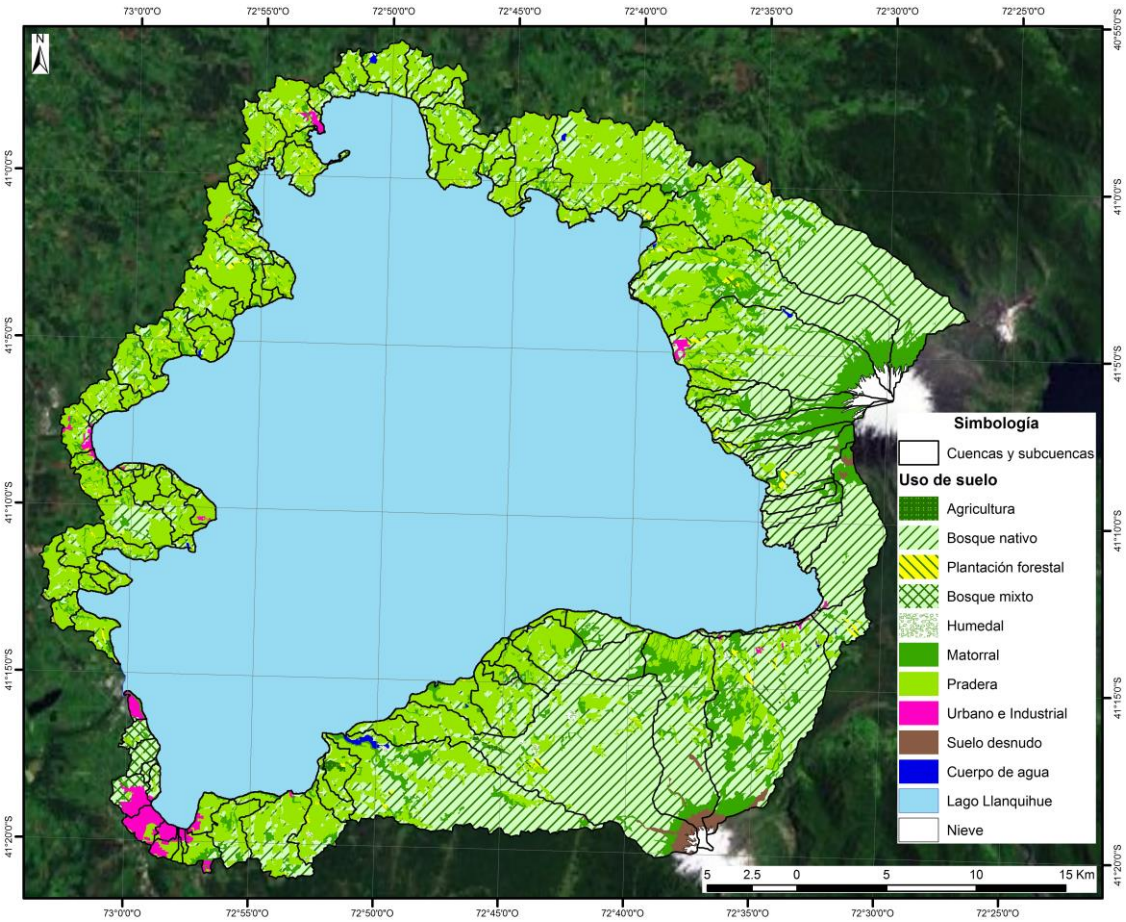


**Figura 171.** Mapa de las subcuencas pertenecientes a la cuenca del lago Llanquihue y sus respectivos usos de suelo.

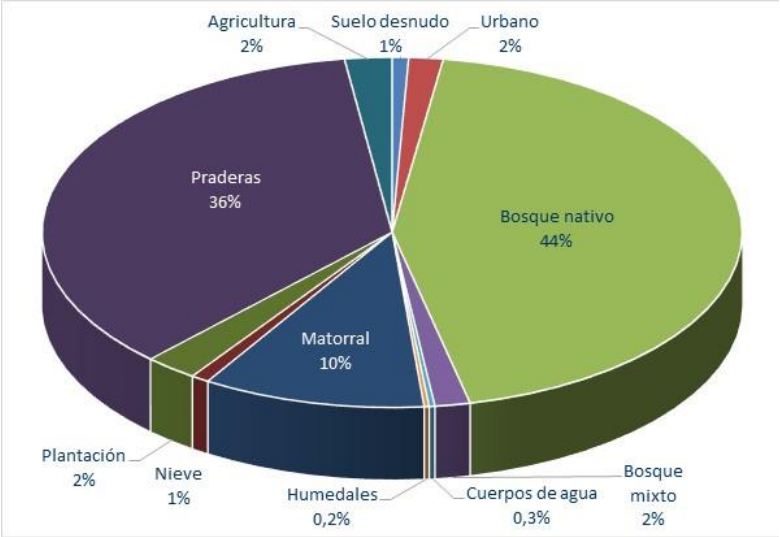


**Figura 172.** Uso de suelo (%) en la cuenca del lago Llanquihue.

### b) Aporte de nutrientes por afluentes

En base al uso de suelo, índices de exportación de acuerdo al uso de suelo y el caudal de cada una de las 127 subcuencas, se calculó el aporte de PT para todas las subcuencas (Tabla 85). En cuanto al aporte de PT proveniente de la precipitación, se utilizó la precipitación del año 2016 (entre 952 a 1646 ppm, de acuerdo a la posición geográfica de las estaciones pluviométricas en la cuenca del lago), multiplicándolo por la concentración de 8,6 µg/L PT en la precipitación (Godoy *et al* 2001) y el área del lago Llanquihue. El mayor aporte de PT lo registraron las praderas (9,25 ton/año), seguido de la precipitación (8,47 ton/año) (Tabla 85).

**Tabla 85.** Aporte de fósforo total (ton/año) según uso de suelo de la cuenca del lago Llanquihue.

| Usos de suelo | P-total (ton/año) |
|---|---|
| Agricultura | 0,06 |
| Bosque nativo | 2,51 |
| Bosque mixto | 0,18 |
| Cuerpos de agua | 0,02 |
| Humedales | 0,01 |
| Matorral | 1,79 |
| Nieve | 0,65 |
| Plantación | 0,14 |
| Praderas | 9,25 |
| Precipitaciones | 8,47 |
| Suelo desnudo | 0,58 |
| Urbano | 2,03 |
| **Total** | **25,7** |

### c) Evaluación de las descargas directas al lago

La carga de PT (ton/año) por descarga directa o de fuente puntual al lago Llanquihue fue actualizada en su mayoría al año 2016. La información de RILES fue obtenida de la SISS a través del MMA, en el caso de no registrarse datos de monitoreo, pero sí de operatividad de acuerdo a lo declarado por SERNAPESCA, se utilizó información obtenida a través de las Declaraciones Ambientales (DIA), que indica un límite permisible de 2 mg/L de PT.

Para la estimación del aporte de PT de la población de la cuenca del lago Llanquihue, se actualizó la información entregada en las etapas anteriores, estimaciones que se realizaron en base a lo propuesto por Campos (1991), descrita ya con anterioridad. Se consideró como descarga mínima a la sumatoria de la carga de PT (ton/año) de los pozos sépticos, mientras que la carga máxima sería la proveniente de las descargas directas, tanto para los turistas como la población permanente (Tabla 86). En cuanto al número de turistas, se utilizó idéntico valor (20.000 personas) de las etapas anteriores, cifra que en su momento se consideró conservadora por la falta de antecedentes recientes (Tabla 87).

**Tabla 86.** Aportes directos de fósforo total (ton/año) al lago Llanquihue.

| Fuente | Carga (ton/año) |
|---|---|
| Lácteos Puerto Octay | 0,2 |
| Planta tratamiento Puerto Octay | 0,5 |
| Pingüino Ltda. | 0,0 |
| Población | 10,5 |
| Marine Harvest (Piscicultura Copihue) | 0,3 |
| Salmones Llanquihue | 2,5 |
| Salmones Multiexport Puerto Fonck | 0,0 |

**Tabla 87.** Estimación de aporte de fósforo total (ton/año) de acuerdo a la población existente en la cuenca del lago Llanquihue.

| | TURISTAS | | POBLACIÓN PERMANENTE | |
|---|---|---|---|---|
| | Pozo séptico | Descarga directa | Pozo séptico | Descarga directa |
| g PT/día* persona | 0,75 | 3,75 | 0,75 | 3,75 |
| N° viviendas franja 200m | - | - | 1.142 | - |
| N° personas | 20.000 | - | 4.568 | - |
| N° personas Ensenada | | | 1.400 | |
| N° personas Cascadas | | | 700 | |
| N° días residencia | 5 | 5 | 365 | 365 |
| **Carga de P (ton/año)** | 0,08 | 0,38 | 1,83 | 9,13 |
| | **Total (ton/año)** | | **Mín.** | **1,90** |
| | | | **Máx.** | **9,50** |

### d) Estimación del aporte de PT por centros de cultivo

En la Figura 173 se registra la producción histórica de peces (ton/año) en el lago Llanquihue, registrándose un alza en el tiempo, salvo durante el año 2013, en donde se observó una drástica caída en la producción, lo que se puede relacionar a un desfase en la declaración de la producción, como a que los peces fueron extraídos desde el año al año 2014. En el caso de la disminución de producción al año 2015, ésta se relaciona a la erupción del Volcán Calbuco. El aporte de PT calculado por producción se muestra en la Figura 174.

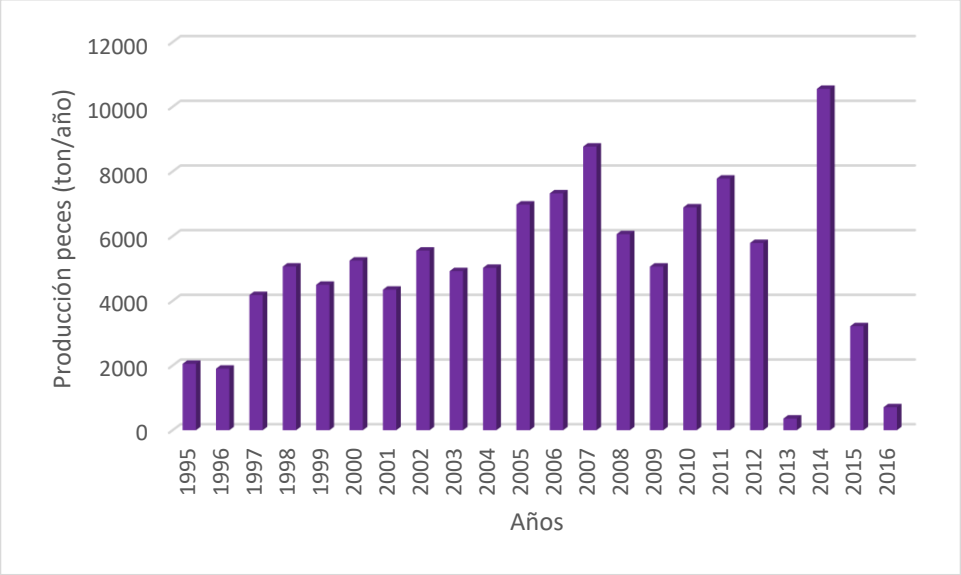


**Figura 173.** Producción histórica de peces (ton/año) en el lago Llanquihue.

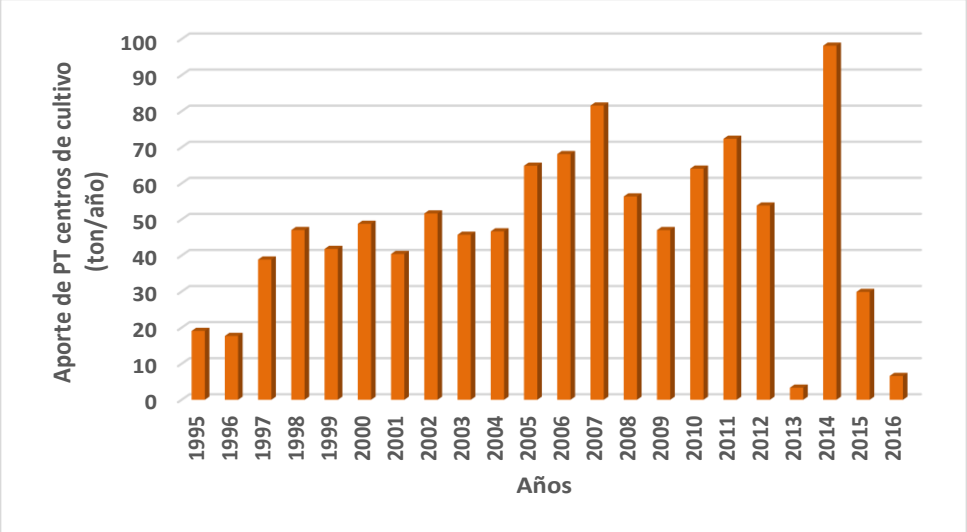


**Figura 174.** Aporte de PT (ton/año) desde centros de cultivo en el lago Llanquihue.

### e) Carga (sumatoria) de P al lago Llanquihue

En la Figura 175 se muestran las cargas de PT en ton/año de acuerdo a las actividades. En tanto, en la Tabla 88 se detalla la sumatoria de las cargas estimadas de PT al lago Llanquihue, estimándose una carga de PT de 92,4 ton/año que estarían ingresando al lago Llanquihue.

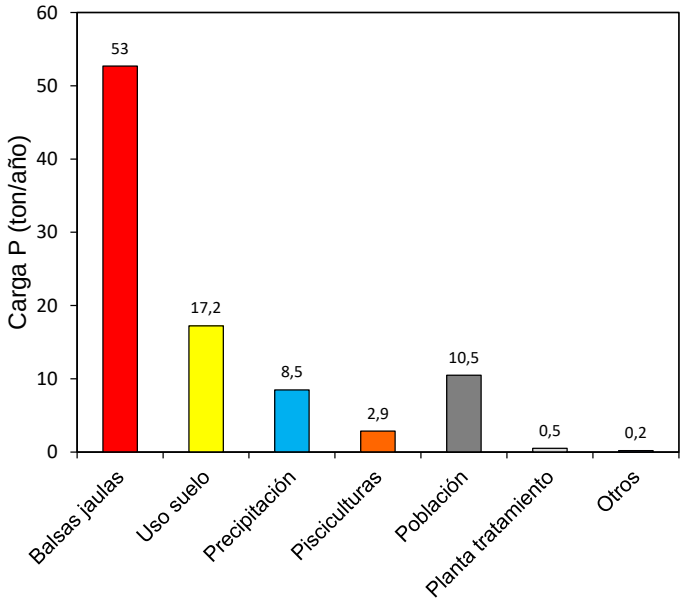


**Figura 175.** Carga de fósforo total (ton/año) según actividad.

**Tabla 88.** Cargas de fósforo total (ton/año) según actividad.

| Fuente | Carga TON P/año |
|---|---|
| Prosecor Ltda. | 0,0 |
| Lacteos Pt. Octay | 0,2 |
| Novartis Chile S.A | 0,0 |
| Planta tratamiento Pt. Octay | 0,5 |
| Pinguino Ltda. | 0,004 |
| Población | 10,480 |
| MARINE HARVEST (PISC. COPIHUE) 1 | 0,293 |
| MARINE HARVEST (PISC. COPIHUE) 2 | 0,000 |
| MARINE HARVEST (PISC. COPIHUE) 3 | 0,000 |
| MARINE HARVEST (PISC. COPIHUE) 4 | 0,000 |
| Salmones Llanquihue | 2,525 |
| Salmones Multiexport Pt. Fonck | 0,032 |
| Aguas Claras | 0,000 |
| Fiordo Blanco | 0,000 |
| Balsas jaulas (2002-2016) | 52,687 |
| Afluentes/ uso de suelo | 17,224 |
| Precipitación (2016) | 8,5 |
| **Carga total** | **92,4** |

A partir de los cálculos del aporte de PT según actividad (Figura 176), se obtuvo que las balsas jaulas representaron la mayor contribución de PT con un 57 %, seguido por el uso de suelo (18,6 %).

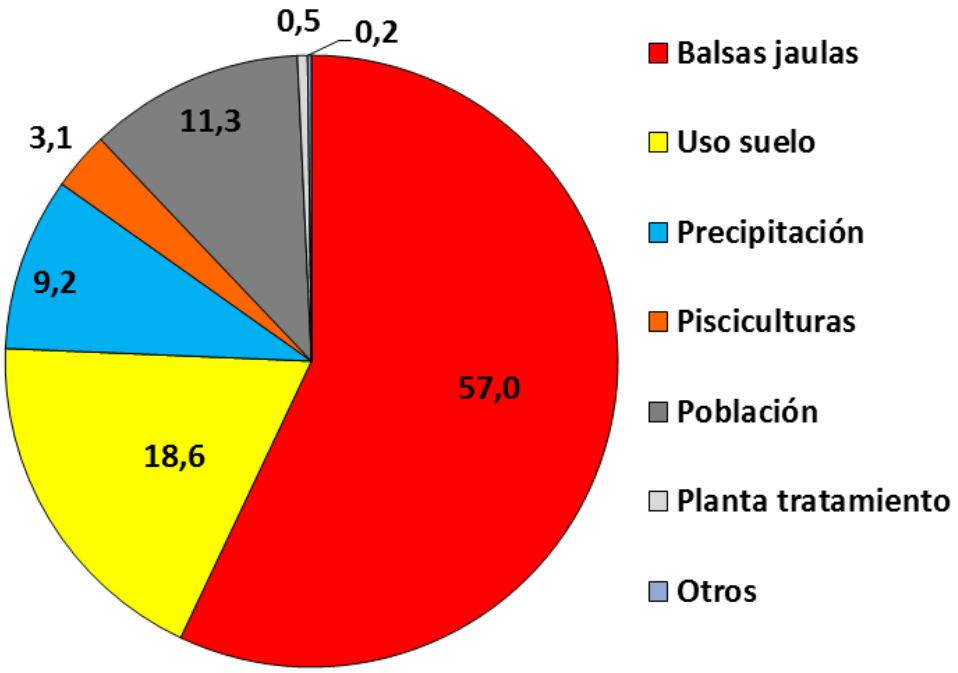


**Figura 176.** Contribución de fósforo total (%) según actividad.

**f) Determinación del contenido de PT en el lago**

Utilizando la curva hipsográfica del lago Llanquihue se calculó el volumen de agua para cada estrato de la columna de agua. La masa total de fósforo por estrato se calculó multiplicando la concentración promedio de fósforo obtenida con el volumen de cada estrato. Finalmente, se sumó la masa total de fósforo para el lago Llanquihue obteniendo un valor de 1015,7 ton. El valor promedio de fósforo total calculado en toda la columna de agua del lago Llanquihue fue de 0,0067 mg/L (Tabla 89).

**Determinación de la descarga por el efluente**

Se calculó la descarga de fósforo total por el efluente utilizando el valor promedio de fósforo en la columna de agua (0,0067 mg/L) multiplicándolo por el caudal anual del río Maullín.

**La descarga anual del efluente calculada fue de 7,66 ton/año de acuerdo al siguiente cálculo:**

| | |
|---|---|
| Caudal (km³/año): | 1,14917184 |
| Concentración de PT (mg/L): | 0,0067 |
| Descarga de PT (ton/año): | 7,66947 |

**Tabla 89.** Contenido de PT en la columna de agua del lago Llanquihue.

| Profundidad (m) | Estrato (m) | Vol. Estrato (km³) | Vol. Estrato (%) | PT (mg/L) | PT por estrato (ton) |
|---|---|---|---|---|---|
| 0 | 0-10 | 8,6 | 5,4 | 0,0084 | 54,8 |
| 10 | 10-20 | 8,4 | 5,3 | 0,0048 | 44,4 |
| 20 | 20-30 | 8,2 | 5,2 | 0,0154 | 49,9 |
| 30 | 30-40 | 8,0 | 5,0 | 0,0071 | 169,4 |
| 40 | 40-50 | 7,8 | 4,9 | 0,0040 | 46,8 |
| 50 | 50-80 | 22,1 | 14,0 | 0,0488 | 128,4 |
| 80 | 80-120 | 26,5 | 16,7 | 0,0030 | 142,8 |
| 120 | 120-160 | 22,7 | 14,3 | 0,0042 | 149,6 |
| 160 | 160-200 | 18,6 | 11,7 | 0,0045 | 115,1 |
| 200 | 200-250 | 17 | 10,7 | 0,0033 | 85,1 |
| 250 | 250-fondo | 10,9 | 6,9 | 0,0015 | 72,3 |
| | **Total** | **158,6** | **100** | | |
| | | | **Promedio (mg/L)** | | **0,0067** |

### g) Balance de masas y capacidad de carga del lago Llanquihue

De acuerdo al balance de masas, el fósforo total existente en la columna de agua sería 1.059 ton, ingresando 92 ton y egresando 8 ton. La tasa de sedimentación corresponde a un 92 %, característico de lagos de gran profundidad (Tabla 90).

**Tabla 90.** Balance de Fósforo total calculado para el lago Llanquihue.

| PT en Columna de agua (ton) | Ingreso de PT (ton) | Egreso de PT (ton) | Sedimentación PT (ton) | Tasa de sedimentación (%) |
|---|---|---|---|---|
| 1.059 | 92 | 8 | 85 | 92 |

Se calculó la carga crítica del lago Llanquihue, con un tiempo de renovación de 85 años. Según este tiempo de renovación, la carga crítica de PT para salir del estado oligotrófico (PT > 10µg/L) es de 191 ton/año, mientras que conforme a la concentración promedio de PT en el lago (6,6739 µg/L), el lago estaría recibiendo un aporte de 128 ton/año (Tabla 91).

**Tabla 91.** Cálculo de la carga crítica y carga actual (en base a PT) del lago Llanquihue.

| PT (µg/L) | Carga crítica PT (ton/año) | Tiempo de renovación (años) |
|---|---|---|
| 10 | 191 | 85 |
| 6,6739 | 128 | 85 |

### h) Balance de masas y capacidad de carga del lago Llanquihue de acuerdo a las etapas previas del estudio

Entre los años 2014 y 2016 se calcularon las entradas de PT hacia el cuerpo lacustre. A partir de ello (Tabla 92), se desprende que durante el año 2016, los aportes de PT fueron inferiores a los años anteriores, lo que está directamente asociado a la cantidad de lluvia precipitada. En el año 2016 las

precipitaciones fueron muy bajas en comparación a los otros años, y lógicamente a menor precipitación sobre la cuenca, menor escorrentía, por tanto como resultado una menor incorporación de nutrientes al lago.

**Tabla 92.** Balance de fósforo en lago Llanquihue para los años 2014, 2015 y 2016.

| Balance de Fósforo | 2014 (II etapa) | 2015 (III etapa) | 2016 (IV etapa) |
|---|---|---|---|
| Entradas (ton P/año) | 123 | 122 | 91 |
| Salidas (ton P/año) | 13 | 11 | 8 |
| Sedimentación (ton P/año) | 110 | 111 | 83 |

Las proporciones de carga de PT al lago no varían en el tiempo, siendo las balsas jaulas la actividad que mayormente aporte PT al sistema lacustre en el tiempo (Figura 177).

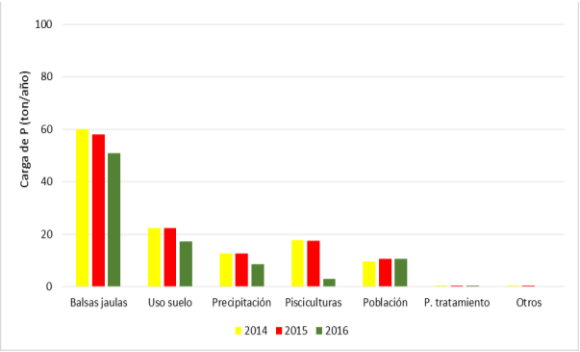


**Figura 177.** Entradas de PT en el lago Llanquihue entre los años 2014 al 2016.

El modelo de capacidad de carga para el lago Llanquihue indica que durante todas las etapas del estudio, el lago aún se encuentra en estado de oligotrofía, con valores de PT entre 5,5 a 6,7 µg/L (Figura 178). Los tiempos de renovación teóricos calculados van desde los 49 a 85 años, lo que se asocia directamente a las entradas de agua.

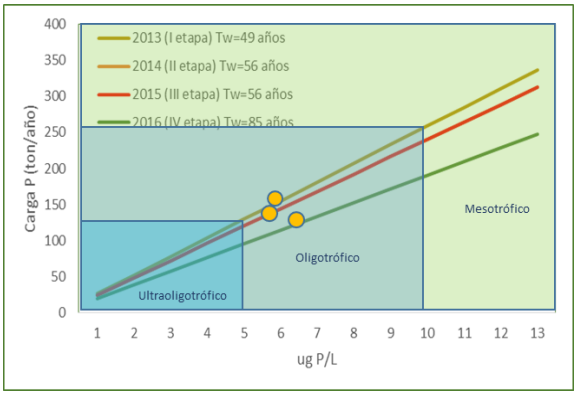


**Figura 178.** Capacidad de carga de PT en el lago Llanquihue entre los años 2014 y 2016.

### 4.5.2 Lago Ranco

#### a) Uso de suelo en las cuencas del lago Ranco

Las Figura 179 y Figura 180 muestran el uso de suelo en la cuenca del lago Ranco durante el 2016, predominando el bosque nativo (66 %), matorral (9 %), y los suelos desnudos y praderas (ambos 8%). En la Figura 179 se observa que la mayor parte del bosque nativo se encontró en la zona cordillerana, limitando con Argentina.

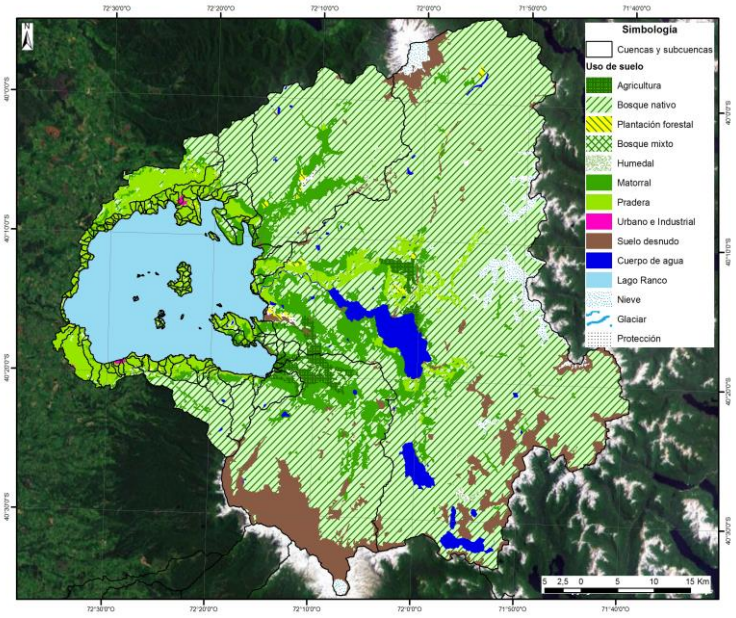


**Figura 179.** Mapa de las subcuencas pertenecientes a la cuenca del lago Ranco y sus respectivos usos de suelo.

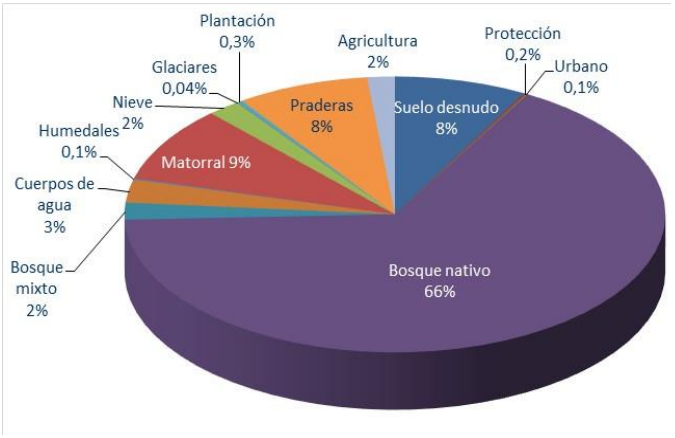


**Figura 180.** Uso de suelo (%) en la cuenca del lago Ranco.

**b) Aporte de nutrientes por afluentes**

En base al uso de suelo, índices de exportación y el caudal de cada una de las 162 subcuencas, se calculó el aporte de PT según uso de suelo para todas las subcuencas (Tabla 93). En cuanto al aporte de PT proveniente de la precipitación, se promedió ésta para el promedio 2016, multiplicándolo por la concentración de 8,6 µg/L de PT en la precipitación (Godoy *et al.* 2001) y el área del lago Ranco. El mayor aporte se obtuvo por el suelo desnudo (14,71 ton/año), seguido por el bosque nativo (15,87 ton/año) (Figura 181).

**Tabla 93.** Aporte de fósforo total (ton/año) según uso de suelo de la cuenca del lago Ranco.

| Usos de suelo | P-total (ton/año) |
|---|---|
| Agricultura | 2,20 |
| Bosque nativo | 15,87 |
| Bosque mixto | 0,01 |
| Cuerpos de agua | 1,08 |
| Humedales | 0,06 |
| Matorral | 6,06 |
| Nieve | 6,13 |
| Glaciares | 0,13 |
| Plantación | 0,17 |
| Praderas | 8,92 |
| Precipitaciones | 5,49 |
| Suelo desnudo | 24,71 |
| Protecciones | 0,82 |
| Urbano | 0,42 |
| **Total** | **72,06** |

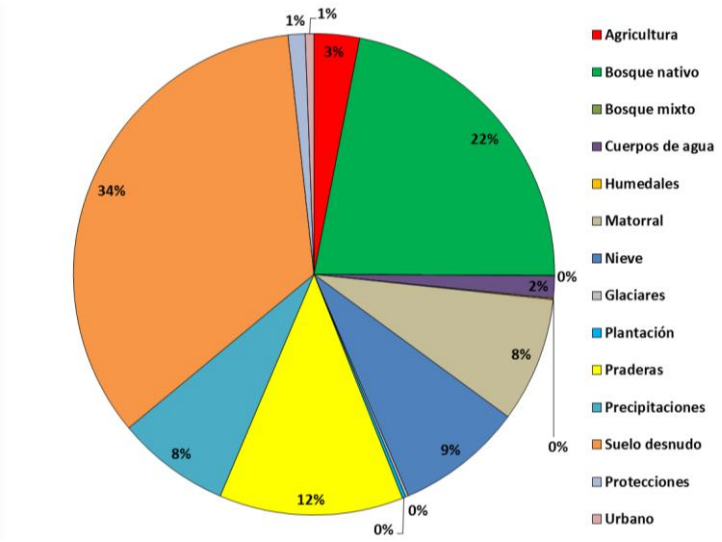


**Figura 181.** Aporte de fósforo total (%) según uso de suelo.

### c) Evaluación de las descargas directas al lago Ranco

La carga de PT (ton/año) por descarga directa o de fuente puntual al lago Ranco fue actualizada en su mayoría al año 2016. La información de RILES fue obtenida de la SISS a través del MMA, en el caso de no registrarse datos de monitoreo, pero sí de operatividad de acuerdo a lo declarado por SERNAPESCA, se utilizó información obtenida a través de las Declaraciones Ambientales (DIA), que indica un límite permisible de 2 mg/L de PT.

Para la estimación del aporte de PT de la población de la cuenca del lago Ranco, se actualizó la información entregada en las etapas anteriores, estimaciones que se realizaron en base a lo propuesto por Campos (1991), descrita ya con anterioridad. Se consideró como descarga mínima a la sumatoria de la carga de PT (ton/año) de los pozos sépticos, mientras que la carga máxima sería la proveniente de las descargas directas, tanto para los turistas como la población permanente (Tabla 94). En cuanto al número de turistas, se utilizó idéntico valor (75.000 personas) de las etapas anteriores, cifra que en su momento se consideró conservadora por la falta de antecedentes recientes (Tabla 95).

**Tabla 94.** Aportes directos de fósforo total (ton/año) al lago Ranco.

| Fuente | Carga PT (ton/año) |
|---|---|
| Piscicultura 96731010-7-224-581 | 17,6 |
| Piscicultura 76024330-2-3-119 | 11,6 |
| Piscicultura Nilahue | 23,6 |
| Población | 6,8 |
| Salmones Caleta Bay | 3,5 |

**Tabla 95.** Estimación de aporte de fósforo total (ton/año) de acuerdo a la población existente en la cuenca del lago Ranco.

| | TURISTAS | | POBLACIÓN PERMANENTE | |
|---|---|---|---|---|
| | Pozo séptico | Descarga directa | Pozo séptico | Descarga directa |
| g PT/día* persona | 0,75 | 3,75 | 0,75 | 3,75 |
| N° viviendas franja 200m | - | - | 1.083 | - |
| N° personas | 75.000 | - | 4.332 | - |
| N° días residencia | 3 | 3 | 365 | 365 |
| **Carga P (ton/año)** | 0,17 | 0,84 | 1,19 | 5,93 |
| | **Total (ton/año)** | | **Mín.** | **1,35** |
| | | | **Máx.** | **6,77** |

### d) Estimación del aporte de PT por centros de cultivo

Los registros de producción indican un máximo histórico de producción en el año 2008, con aproximadamente 2.700 ton (Figura 182). A partir del año 2012 los centros de cultivo no registraron

producción. En tanto, el aporte de PT aportado por la producción de salmónidos en balsas jaulas se indica en la Figura 183.

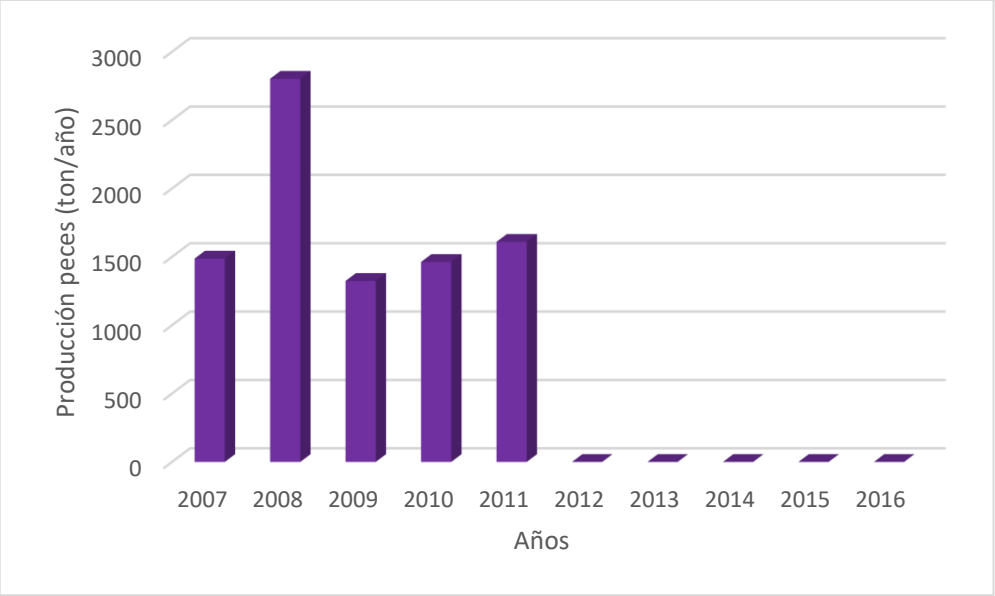


**Figura 182.** Producción histórica de peces (ton/año) en el lago Ranco.

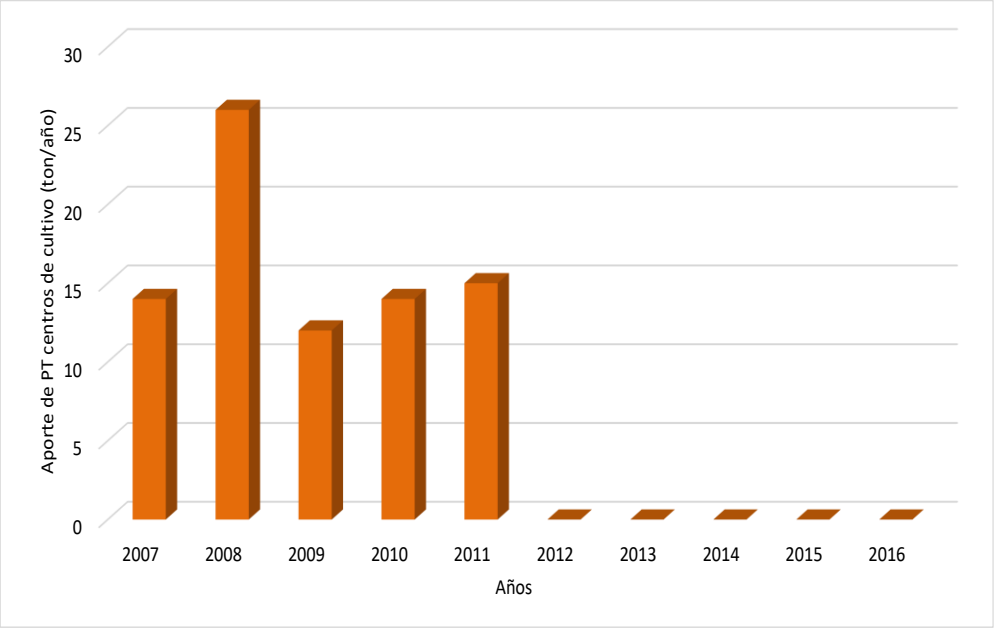


**Figura 183.** Aporte de PT (ton/año) desde centros de cultivo en el lago Ranco.

### e) Carga (sumatoria) de P al lago Ranco

En la Figura 184 y Tabla 96 se detallan las cargas estimadas de PT al lago Ranco. En total se estimó una carta de 143,3 ton/año que estarían ingresando al lago Ranco.

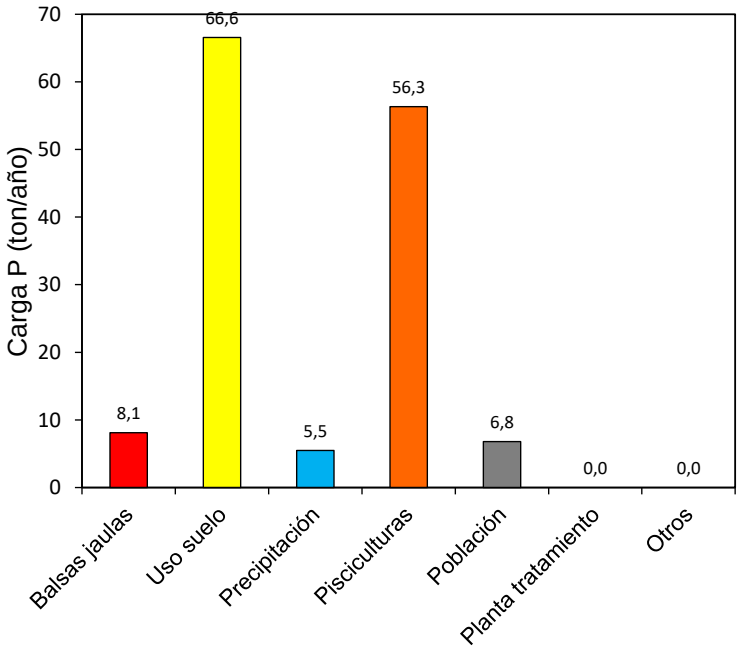


**Figura 184.** Carga de fósforo total (ton/año) según actividad.

**Tabla 96.** Cargas de fósforo total (ton/año) según actividad o fuente.

| Fuente | Carga PT (ton/año) |
|---|---|
| Población | 6,77 |
| 96731010-7-224-581 | 17,58 |
| 76024330-2-3-119 | 11,57 |
| Piscicultura Nilahue | 23,63 |
| Salmones Caleta Bay | 3,53 |
| Balsas jaulas (2002-2016) | 5,97 |
| Uso de suelo | 66,57 |
| Precipitación (2016) | 5,48 |
| **Carga total** | **143,3** |

A partir de los cálculos de aporte de fósforo total según actividad (Figura 185), se obtuvo que el uso de suelo representa el mayor aporte de PT al lago (46,5%) seguido por las pisciculturas (39,3%).

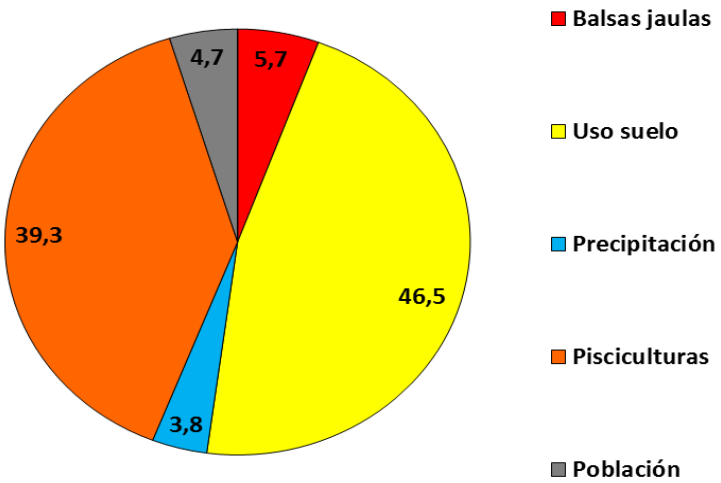


**Figura 185.** Contribución de fósforo total (%) según actividad.

**f) Determinación del contenido de PT en el lago**

Utilizando la curva hipsográfica del lago Ranco se calculó el volumen de agua para cada estrato de la columna de agua. La masa total de fósforo por estrato se calculó multiplicando la concentración promedio de fósforo obtenida con el volumen de cada estrato. Finalmente, se sumó la masa total de fósforo para el lago Ranco obteniendo un valor de 266,6 ton. El valor promedio de fósforo total calculado en toda la columna de agua del lago Ranco fue de 0,0049 mg/L (Tabla 97).

**Tabla 97.** Contenido de PT en la columna de agua del lago Ranco.

| Profundidad (m) | Estrato (m) | Vol. Estrato (km³) | Vol. Estrato (%) | PT (mg/L) | PT por estrato (ton) |
|---|---|---|---|---|---|
| 0 | 0-10 | 4,50 | 8,4 | 0,0056 | 25,4 |
| 10 | 10-20 | 4,40 | 8,1 | 0,0055 | 24,1 |
| 20 | 20-30 | 4,20 | 7,7 | 0,0060 | 24,9 |
| 30 | 30-40 | 4,00 | 7,4 | 0,0061 | 24,4 |
| 40 | 40-50 | 3,80 | 7,1 | 0,0058 | 22,2 |
| 50 | 50-80 | 8,70 | 16,1 | 0,0058 | 50,4 |
| 80 | 80-120 | 7,60 | 14,1 | 0,0056 | 42,6 |
| 120 | 120-160 | 7,50 | 13,9 | 0,0070 | 52,5 |
| 160 | 160-200 | 5,70 | 10,5 | 0,0000 | 0,0 |
| 200 | 200-fondo | 3,60 | 6,7 | 0,0000 | 0,0 |
| | **Total** | **54,0** | **100** | | |
| | | | **Promedio (mg/L)** | | **0,0049** |

**Determinación de la descarga por el efluente**

Se calculó la descarga de fósforo total por el efluente utilizando el valor promedio de fósforo en la columna de agua (0,0049 mg/L) multiplicándolo por el caudal anual del río Bueno.

**La descarga anual del efluente calculada fue de 30,26 ton/año de acuerdo al siguiente cálculo:**

Caudal (km³/año): 6,1305
Concentración de PT (mg/L): 0,0049
Descarga de PT (ton/año): 30,2698

**g) Balance de masas y capacidad de carga del lago Ranco**

De acuerdo al balance de masas, el fósforo total existente en la columna de agua sería 267 ton, ingresando 141 ton y egresando 30 ton. La tasa de sedimentación corresponde a un 79 %, característico de lagos de gran profundidad (Tabla 98).

**Tabla 98.** Balance de Fósforo total calculado para el lago Ranco.

| PT en Columna de agua (ton) | Ingreso de PT (ton) | Egreso de PT (ton) | Sedimentación PT (ton) | Tasa de sedimentación (%) |
|---|---|---|---|---|
| 267 | 143 | 30 | 113 | 79 |

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 (PT > 10µg/L) es de 343 ton/año, mientras que conforme a la concentración promedio de PT en el lago (4,9380 µg/L), el lago estaría recibiendo un aporte de 170 ton/año (Tabla 99).

**Tabla 99.** Cálculo de la carga crítica y carga actual (en base a PT) del lago Ranco.

| PT (µg/L) | Carga crítica PT (ton/año) | Tiempo de renovación (años) |
|---|---|---|
| 10 | 343 | 5 |
| 4,9380 | 170 | 5 |

**h) Balance de masas y capacidad de carga del lago Ranco de acuerdo a las etapas previas del estudio**

De acuerdo al balance de PT calculado para los años 2015 y 2016, se aprecia una disminución de entradas de PT al sistema lacustre, lo que se asocia directamente a la cantidad de lluvia precipitada (Tabla 100). El año 2016 presentó menor precipitación en relación al año anterior, y como ya se ha explicado con anterioridad, a menor precipitación, menor escorrentía, lo que conlleva a un menor ingreso de nutrientes desde la cuenca hacia el lago.

**Tabla 100.** Balance de fósforo en lago Ranco para los años 2015 y 2016.

| BALANCE DE FÓSFORO | 2015 (III etapa) | 2016 (IV etapa) |
|---|---|---|
| **Entradas (ton P/año)** | 181 | 151 |
| **Salidas (ton P/año)** | 59 | 30 |
| **Sedimentación (ton P/año)** | 122 | 121 |

El principal aportante de PT en el tiempo es el uso de suelo, seguido por las pisciculturas. Se observa en la Figura 186 que el aporte de PT desde el uso de suelo disminuye para el año 2016, lo

que se asocia a la cantidad de precipitación caída sobre la cuenca. En el caso de las pisciculturas, en el año 2016 se incrementa el aporte en relación al año anterior, lo que eventualmente se podría asociar a una mayor producción ocurrida durante el 2016.

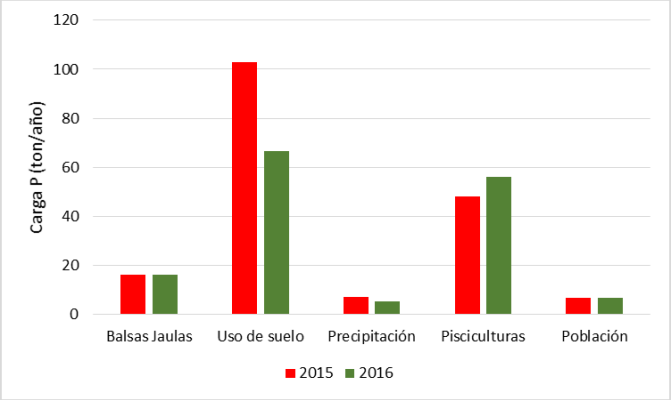


**Figura 186.** Entradas de PT al lago Ranco durante los años 2015 y 2016.

Las concentraciones de PT en la columna de agua indican que el lago Ranco se encuentra en estado ultraoligotrófico a oligotrófico. De acuerdo a estas concentraciones, la carga actual está alrededor de 150 y 250 ton/año, con un tiempo teórico de renovación calculado entre 5 y 6 años (Figura 187).

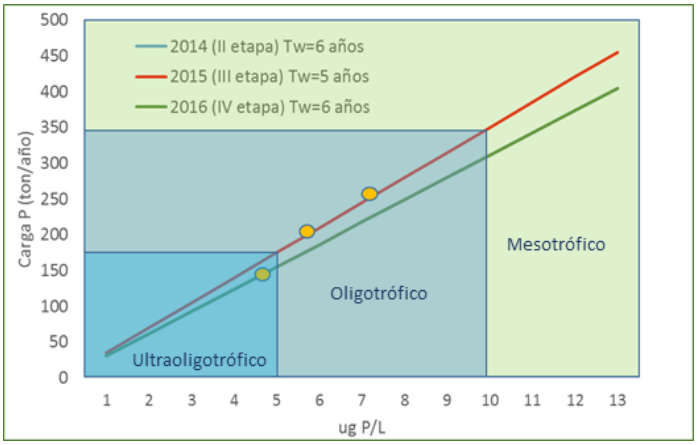


**Figura 187.** Capacidad de carga de PT en el lago Ranco para los años 2015 y 2016.

### 4.5.3 Lago Puyehue

#### a) Uso de suelo en las cuencas del lago Puyehue

Las Figura 188 y Figura 189 muestran el uso de suelo en la cuenca del lago Puyehue durante el 2016, predominando el bosque nativo (70 %), suelo desnudo (13 %), y praderas (10 %). En la Figura 188 se observa que la mayor parte del bosque nativo se encuentra en la zona oriental del lago.

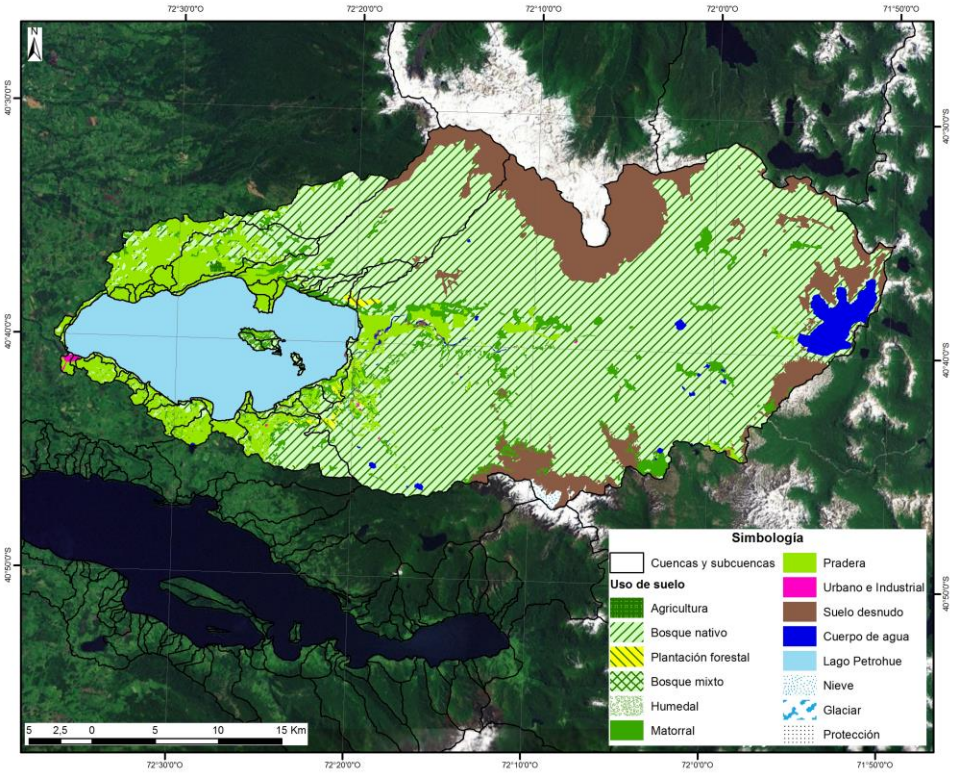


**Figura 188.** Mapa de las subcuencas pertenecientes a la cuenca del lago Puyehue y sus respectivos usos de suelo.

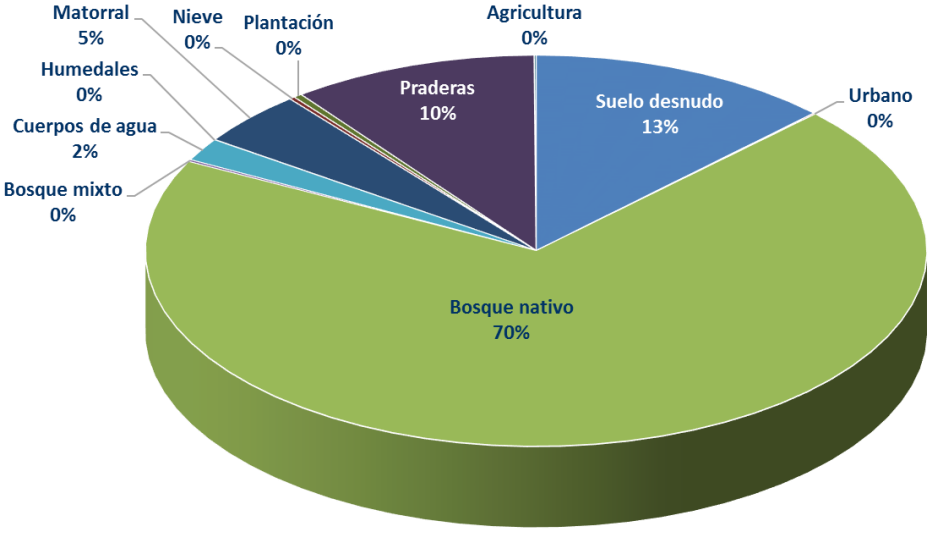


**Figura 189.** Uso de suelo (%) en la cuenca del lago Puyehue.

**b) Aporte de nutrientes por afluentes**

En base al uso de suelo, índices de exportación y el caudal de cada una de las 61 subcuencas, se calculó el aporte de PT según uso de suelo para todas las subcuencas (Tabla 101). En cuanto al aporte de PT proveniente de la precipitación, se promedió ésta para el promedio 2016, multiplicándolo por la concentración de 8,6 µg/L de PT en la precipitación (Godoy *et al.* 2001) y el área del lago Puyehue. El mayor aporte se obtuvo por el suelo desnudo (17,02 ton/año), seguido por el bosque nativo (6,74 ton/año) y las praderas (4,7 ton/año). En la Figura 190 se muestran las contribuciones de usos de suelo en porcentajes.

**Tabla 101.** Aporte de fósforo total (ton/año) según uso de suelo de la cuenca del lago Puyehue.

| Usos de suelo | P-total (ton/año) |
|---|---|
| Agricultura | 0,04 |
| Bosque nativo | 6,74 |
| Bosque mixto | 0,03 |
| Cuerpos de agua | 0,34 |
| Humedales | 0,00 |
| Matorral | 1,30 |
| Nieve | 0,32 |
| Plantación | 0,08 |
| Praderas | 4,70 |
| Precipitaciones | 1,91 |
| Suelo desnudo | 17,02 |
| Urbano | 0,27 |
| **Total** | **32,74** |

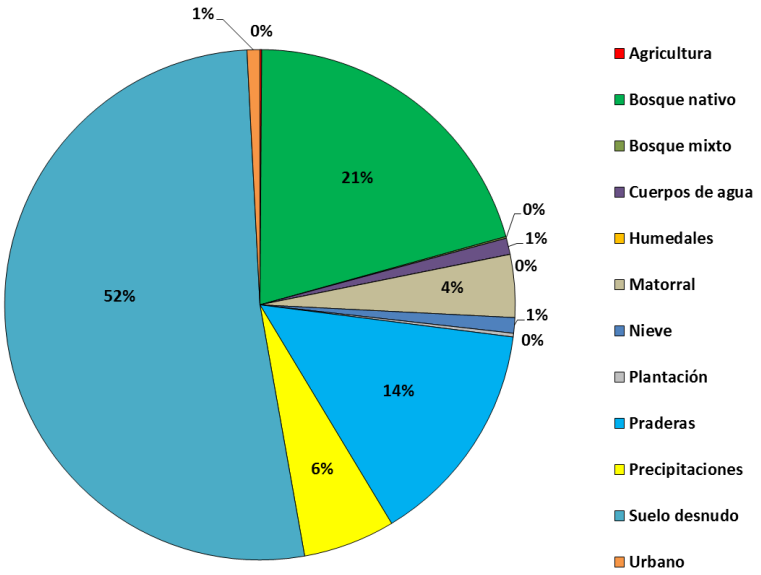


**Figura 190.** Aporte de fósforo total (ton/año) según uso de suelo.

### c) Evaluación de las descargas directas al lago

La carga de PT (ton/año) por descarga directa o de fuente puntual al lago Puyehue fue actualizada en su mayoría al año 2016. La información de RILES fue obtenida de la SISS a través del MMA, en el caso de no registrarse datos de monitoreo, pero sí de operatividad de acuerdo a lo declarado por SERNAPESCA, se utilizó información obtenida a través de las Declaraciones Ambientales (DIA), que indica un límite permisible de 2 mg/L de PT.

Para la estimación del aporte de PT de la población de la cuenca del lago Puyehue, se actualizó la información entregada en las etapas anteriores, estimaciones que se realizaron en base a lo propuesto por Campos (1991), descrita ya con anterioridad. Se consideró como descarga mínima a la sumatoria de la carga de PT (ton/año) de los pozos sépticos, mientras que la carga máxima sería la proveniente de las descargas directas, tanto para los turistas como la población permanente (Tabla 102). En cuanto al número de turistas, se utilizó un número de 440.000 personas (de acuerdo a Pladetur que informó 880.000 pernoctaciones en la comuna de Puyehue para el año 2015). Sin embargo, se considera que esta información presenta incertidumbres (Tabla 103).

**Tabla 102.** Aportes directos de fósforo total (ton/año) al lago Puyehue.

| Fuente | Carga P (ton/año) |
|---|---|
| Piscicultura 76.024.330-2-1-143 | 5,3 |
| Piscicultura 76.556.880-3-267-607 | 17,7 |
| Piscicultura 77.245.66-9-970-1370 | 13.2 |
| Población | 13,1 |
| Piscicultura 96.633.780-k-8-88 | 1,9 |

**Tabla 103.** Estimación de aporte de fósforo total (ton/año) de acuerdo a la población existente en la cuenca del lago Puyehue.

| | TURISTAS | | POBLACIÓN PERMANENTE | |
|---|---|---|---|---|
| | Pozo séptico | Descarga directa | Pozo séptico | Descarga directa |
| g PT/día* persona | 0,75 | 3,75 | 0,75 | 3,75 |
| N° viviendas franja 200m | - | - | 894 | - |
| N° personas | 440.000 | - | 3.576 | - |
| N° días residencia | 3 | 5 | 365 | 365 |
| **Carga P (ton/año)** | 0,99 | 8,25 | 0,98 | 4,89 |
| | **Total (ton/año)** | | **Mín.** | **1,97** |
| | | | **Máx.** | **13,14** |

### d) Estimación del aporte de PT por centros de cultivo

La producción histórica de salmónidos en balsas jaulas se indica en la Figura 191. En tanto, la Figura 192 se observan los aportes de PT derivados de la producción acuícola en balsas jaulas en el

lago Puyehue, registrándose el mayor aporte en entre los años 2008 y 2014. Durante el año 2015 no se declaró producción, mientras que en el año 2016 fue cercano a cero.

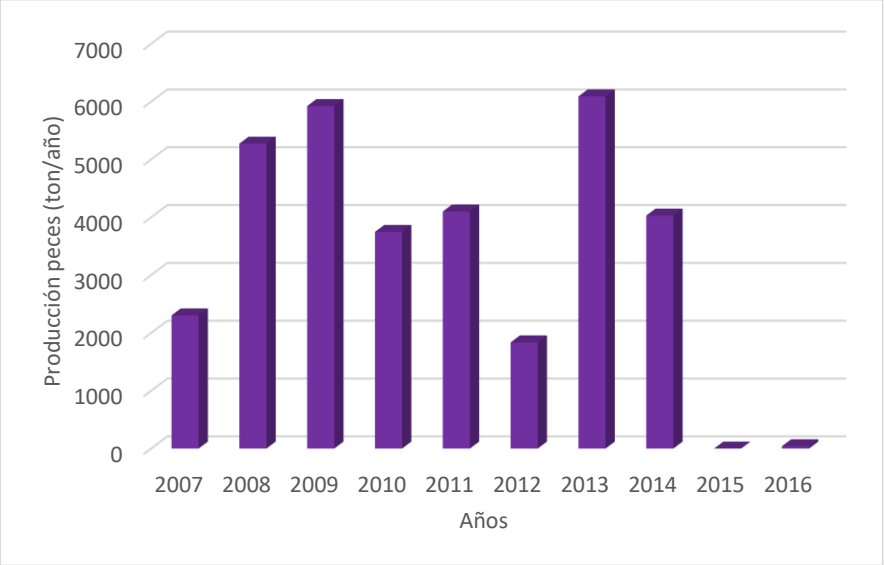


**Figura 191.** Producción histórica de peces (ton/año) en el lago Puyehue.

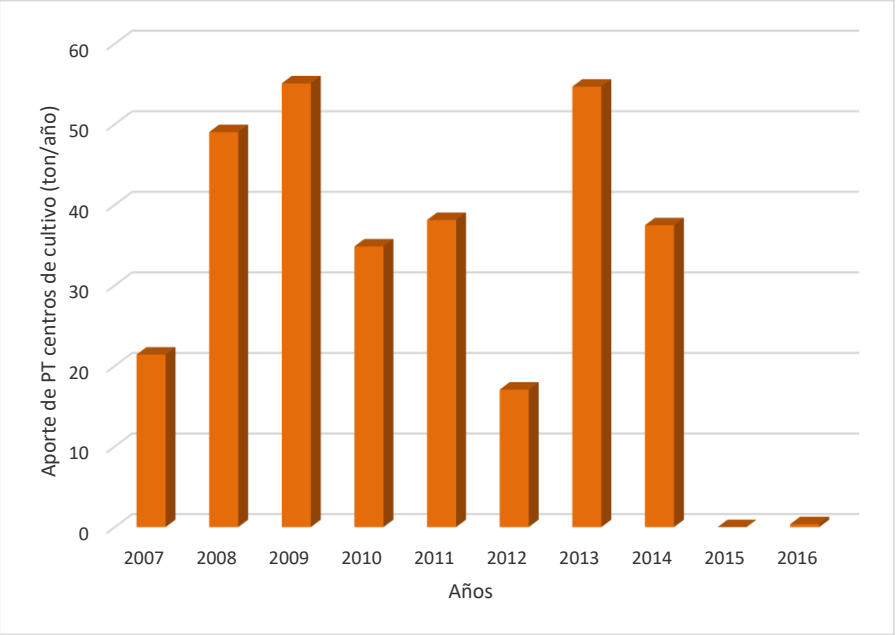


**Figura 192.** Aporte de PT (ton/año) desde centros de cultivo en el lago Puyehue.

### e) Carga (sumatoria) de P al lago Puyehue

En las Figura 193 y Figura 194 se detallan la sumatoria de las cargas estimadas de PT al lago Puyehue. En total se estimó una carta de PT de 114,7 ton/año que estarían ingresando al lago.

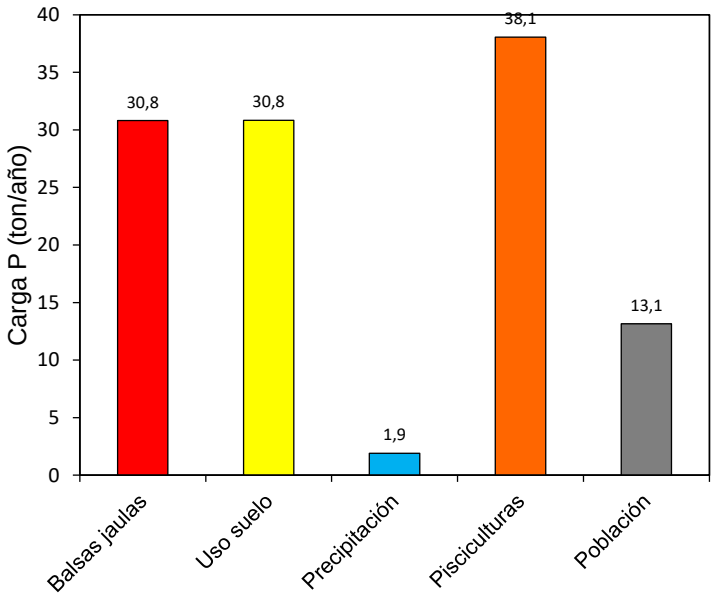


**Figura 193.** Carga de fósforo total (ton/año) según actividad o fuente.

A partir de los cálculos del aporte de PT según actividad (Figura 194), se obtuvo que las pisciculturas representan el mayor aporte de PT al lago con un 38,1 %, seguido por el uso de suelo y las balsas jaulas (ambas con 30,8 %).

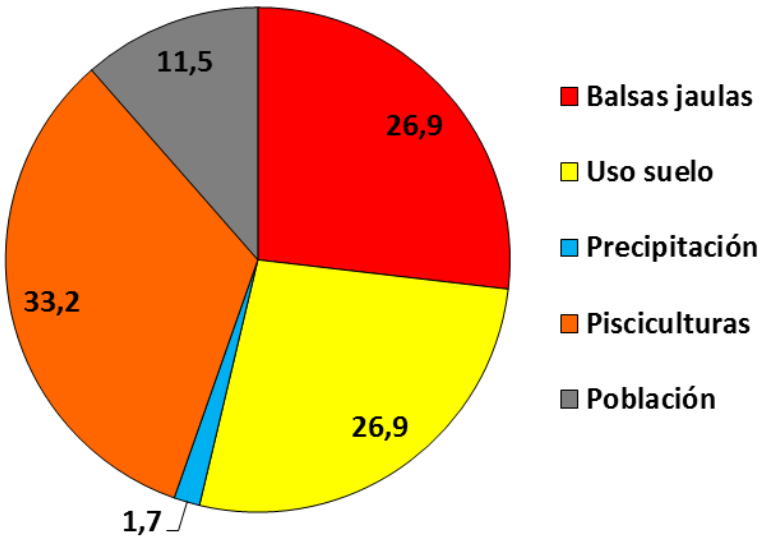


**Figura 194.** Contribución de fósforo total (%) según actividad.

**f) Determinación del contenido de PT en el lago**

Utilizando la curva hipsográfica del lago Puyehue se calculó el volumen de agua para cada estrato de la columna de agua. La masa total de fósforo por estrato se calculó multiplicando la concentración promedio de fósforo obtenida con el volumen de cada estrato. Finalmente, se sumó la masa total de fósforo para el lago Puyehue obteniendo un valor de 99,1 ton. El valor promedio de fósforo total calculado en toda la columna de agua del lago Puyehue fue de 0,0069 mg/L (Tabla 104).

**Determinación de la descarga por el efluente**

Se calculó la descarga de fósforo total por el efluente utilizando el valor promedio de fósforo en la columna de agua (0,0069 mg/L) multiplicándolo por el caudal anual del efluente.

**La descarga anual del efluente calculada fue de 12,98 ton/año de acuerdo al siguiente cálculo:**

Caudal (km³/año): 1,8732
Concentración de PT (mg/L): 0,0069
Descarga de PT (ton/año): 12,9807

**Tabla 104.** Contenido de PT en la columna de agua del lago Puyehue.

| Profundidad (m) | Estrato (m) | Vol. Estrato (km³) | Vol. Estrato (%) | PT (mg/L) | PT por estrato (ton) |
|---|---|---|---|---|---|
| 0 | 0-5 | 0,10 | 2,6 | 0,0071 | 2,7 |
| 10 | 5-10 | 0,10 | 2,6 | 0,0074 | 2,8 |
| 20 | 10-20 | 0,30 | 7,9 | 0,0073 | 8,2 |
| 30-40-50 | 20-50 | 5,60 | 42,2 | 0,0062 | 37,7 |
| 80 | 50-100 | 7,00 | 31,5 | 0,0062 | 28,1 |
| 100-120 | 100-120 | 1,20 | 13,2 | 0,0104 | 19,7 |
| | **Total** | **14,3** | **100** | | |
| | | | **Promedio (mg/L)** | | **0,0069** |

**g) Balance de masas y capacidad de carga del lago Puyehue**

De acuerdo al balance de masas, el fósforo total existente en la columna de agua sería 99 ton, ingresando 115 ton y egresando 13 ton. La tasa de sedimentación corresponde a un 89 %, característico de lagos de gran profundidad (Tabla 105).

**Tabla 105.** Balance de Fósforo total 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 (%) |
|---|---|---|---|---|
| 99 | 115 | 13 | 102 | 89 |

Se calculó la carga crítica del lago Puyehue, con un tiempo de renovación de 7 años. Según este tiempo de renovación, la carga crítica de PT para salir del estado oligotrófico (PT > 10µg/L) es de 75 ton/año, mientras que conforme a la concentración promedio de PT en el lago (6,9296 µg/L), el lago estaría recibiendo un aporte de 52 ton/año (Tabla 106).

**Tabla 106.** Cálculo de la carga crítica y carga actual (en base a PT) del lago Puyehue.

| PT (µg/L) | Carga crítica PT (ton/año) | Tiempo de renovación (años) |
|---|---|---|
| 10 | 75 | 7 |
| 6,9296 | 52 | 7 |

### h) Balance de masas y capacidad de carga del lago Puyehue de acuerdo a las etapas previas del estudio

Al igual que en el resto de los lagos Araucanos en estudio, las mayores entradas de PT se registraron durante el año 2015, en comparación al año 2016 (Tabla 107). Ésto está estrechamente ligado a la cantidad de precipitación sobre la cuenca lacustre y el área del lago. Durante el año 2016 la precipitación fue menor que en el año anterior.

**Tabla 107.** Balance de fósforo en lago Puyehue para los años 2015 y 2016.

| BALANCE DE FÓSFORO | 2015 (III etapa) | 2016 (IV etapa) |
|---|---|---|
| **Entradas (ton P/año)** | 136 | 118 |
| **Salidas (ton P/año)** | 23 | 13 |
| **Sedimentación (ton P/año)** | 110 | 105 |

En la Figura 195 se observa que los principales aportes de PT están siendo incorporados por las pisciculturas, seguido por el uso de suelo (principalmente bosque nativo) y las balsas jaulas. Se observó una baja en el aporte de PT durante el año 2016 en comparación al año anterior, lo que en el caso del uso de suelo se asocia principalmente a la cantidad de precipitación caída sobre la cuenca lacustre. En el caso de las actividades de acuicultura (balsas jaulas y pisciculturas), están disminuyeron su producción durante el año 2016**.**

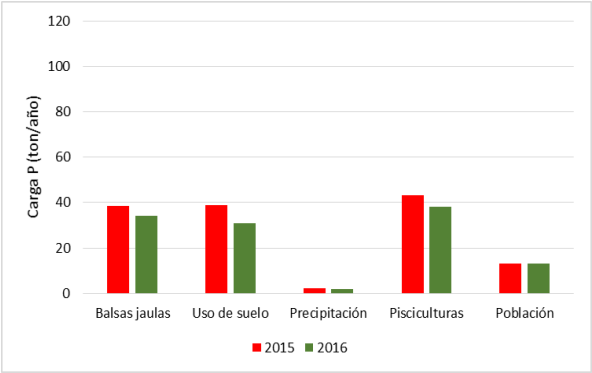


**Figura 195.** Entradas de PT al lago Puyehue durante los años 2015 y 2016.

Las concentraciones de PT en la columna de agua indican que el lago se encuentra oligotrófico, con tendencia a la mesotrofía durante el año 2015. El tiempo teórico de renovación del lago se calculó entre 3,4 años (año 2014) a 7 años (2016), asociado a la cantidad de entradas de agua desde la cuenca lacustre y la cantidad de lluvia precipitada sobre el área del lago (Figura 196).

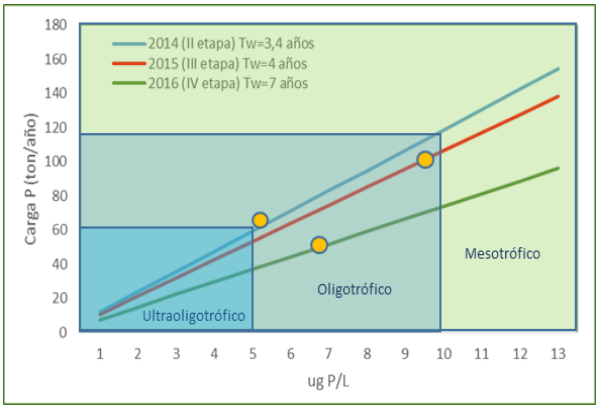


**Figura 196.** Capacidad de carga de PT del lago Puyehue para los años 2015 y 2016.

### 4.5.4 Lago Rupanco

#### a) Uso de suelo en las cuencas del lago Rupanco

Las Figura 197 y Figura 198 muestran el uso de suelo en la cuenca del lago Rupanco durante el 2016, predominando el bosque nativo (62 %), praderas (18 %), y los matorrales (10 %). En la Figura 197 se observa que la mayor parte del bosque nativo se encuentra en la cordillerana, limitando con Argentina.

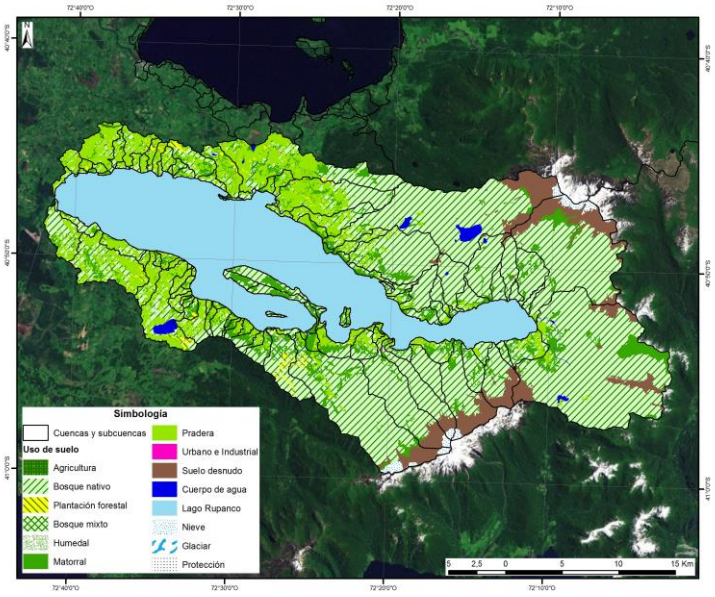


**Figura 197.** Mapa de las subcuencas pertenecientes a la cuenca del lago Rupanco y sus respectivos usos de suelo.

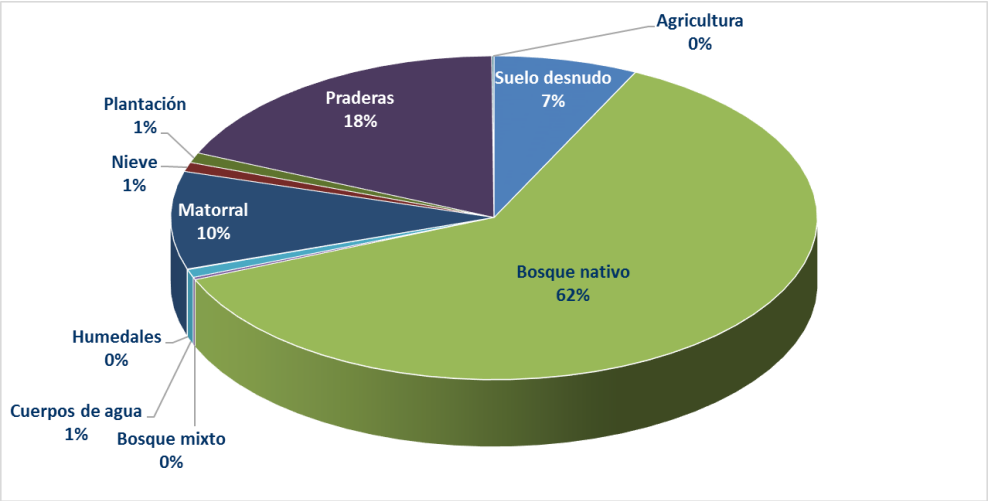


**Figura 198.** Uso de suelo (%) en la cuenca del lago Rupanco.

### b) Aporte de nutrientes por afluentes

En base al uso de suelo, índices de exportación y el caudal de cada una de las 124 subcuencas, se calculó el aporte de PT según uso de suelo para todas las subcuencas (Figura 199). En cuanto al aporte de PT proveniente de la precipitación, se promedió ésta para el promedio 2016, multiplicándolo por la concentración de 8,6 µg/L de PT en la precipitación (Godoy *et al.* 2001) y el área del lago Rupanco. El mayor aporte se obtuvo por el suelo desnudo (15,07 ton/año), seguido por las praderas (9,47 ton/año), y el bosque nativo (8,07 ton/año) (Tabla 108).

**Tabla 108.** Aporte de fósforo total (ton/año) según uso de suelo de la cuenca del lago Rupanco.

| Usos de suelo | P-total (ton/año) |
|---|---|
| Agricultura | 0,03 |
| Bosque nativo | 8,07 |
| Bosque mixto | 0,06 |
| Cuerpos de agua | 0,21 |
| Humedales | 0,01 |
| Matorral | 3,25 |
| Nieve | 2,00 |
| Plantación | 0,24 |
| Praderas | 9,47 |
| Precipitaciones | 2,42 |
| Suelo desnudo | 15,07 |
| Urbano | 0,03 |
| **Total** | **40,88** |

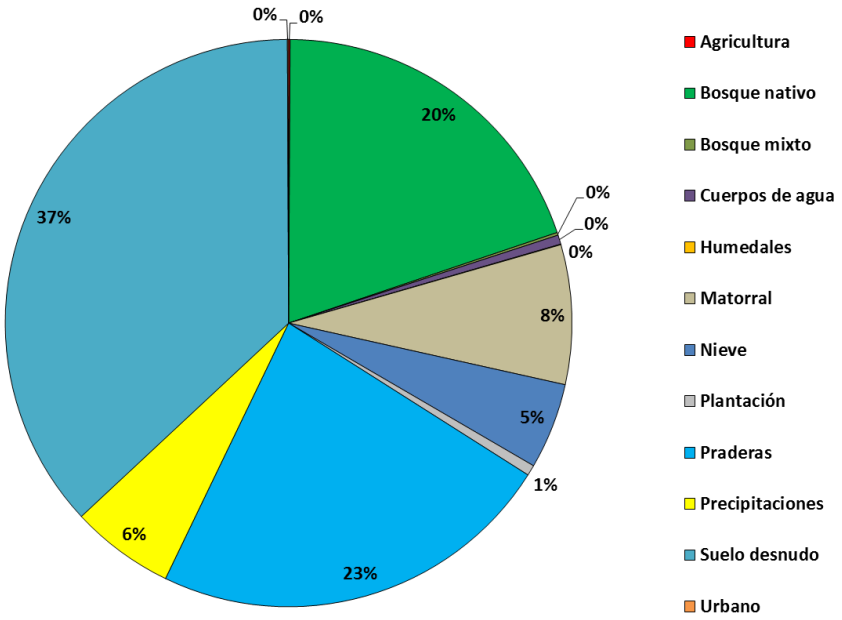


**Figura 199.** Aporte de fósforo total (%) según uso de suelo.

### c) Evaluación de las descargas directas al lago

La carga de PT (ton/año) por descarga directa o de fuente puntual al lago Rupanco fue actualizada en su mayoría al año 2016. La información de RILES fue obtenida de la SISS a través del MMA, en el caso de no registrarse datos de monitoreo, pero sí de operatividad de acuerdo a lo declarado por SERNAPESCA, se utilizó información obtenida a través de las Declaraciones Ambientales (DIA), que indica un límite permisible de 2 mg/L de PT (Tabla 109).

Para la estimación del aporte de PT de la población de la cuenca del lago Rupanco, se actualizó la información entregada en las etapas anteriores, estimaciones que se realizaron en base a lo propuesto por Campos (1991), descrita ya con anterioridad. Se consideró como descarga mínima a la sumatoria de la carga de PT (ton/año) de los pozos sépticos, mientras que la carga máxima sería la proveniente de las descargas directas, considerando sólo a la población permanente (Tabla 110). No se incluyó el número de turistas por falta de información disponible.

**Tabla 109.** Aportes directos de fósforo total (ton/año) al lago Rupanco.

| Fuente | Carga PT (ton/año) |
|---|---|
| Piscicultura 96.633.780-k-4-91 | 1,1 |
| Población | 4,1 |

**Tabla 110.** Estimación de aporte de fósforo total (ton/año) de acuerdo a la población existente en la cuenca del lago Rupanco.

| | TURISTAS | | POBLACIÓN PERMANENTE | |
|---|---|---|---|---|
| | **Pozo séptico** | **Descarga directa** | **Pozo séptico** | **Descarga directa** |
| g PT/día* persona | 0,75 | 3,75 | 0,75 | 3,75 |
| N° viviendas franja 200m | - | - | 746 | - |
| N° personas | - | - | 2.984 | - |
| N° días residencia | 5 | 5 | 365 | 365 |
| **Carga P (ton/año)** | 0,00 | 0,00 | 0,82 | 4,08 |
| | **Total (ton/año)** | | **Mín.** | **0,82** |
| | | | **Máx.** | **4,08** |

**d) Estimación del aporte de PT por centros de cultivo**

En la Figura 200 se registra la producción de salmónidos en el lago Rupanco, registrando una producción constante entre los años 2007 y 2012. En el año 2013 se registra una notable baja, mientras que al año siguiente se produjo la máxima producción histórica en el lago.

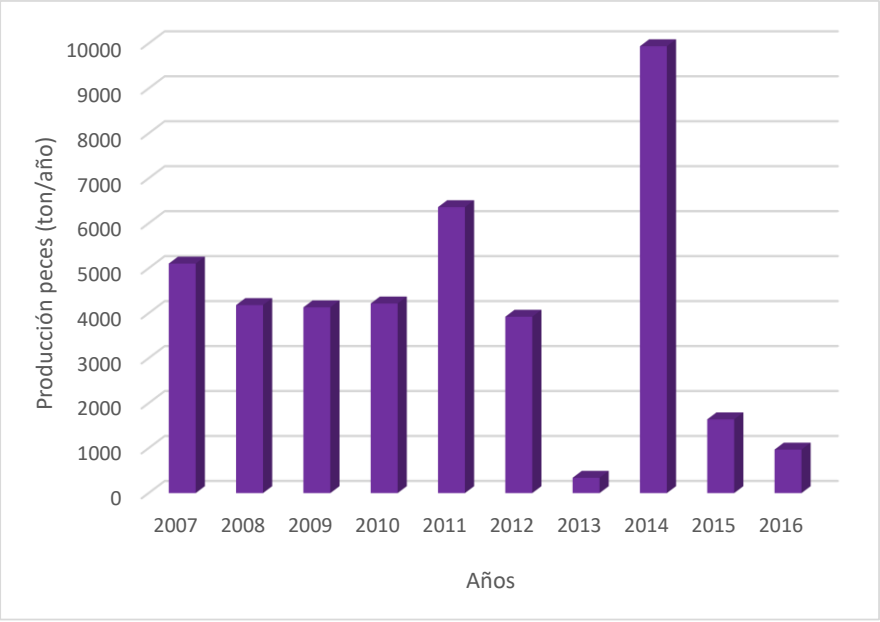


**Figura 200.** Producción histórica de peces (ton/año) en el lago Rupanco.

En la Figura 201 se observan los aportes de PT derivados de la producción acuícola en balsas jaulas en el lago Rupanco, registrándose el mayor aporte en el año 2014 con alrededor de 90 ton de PT.

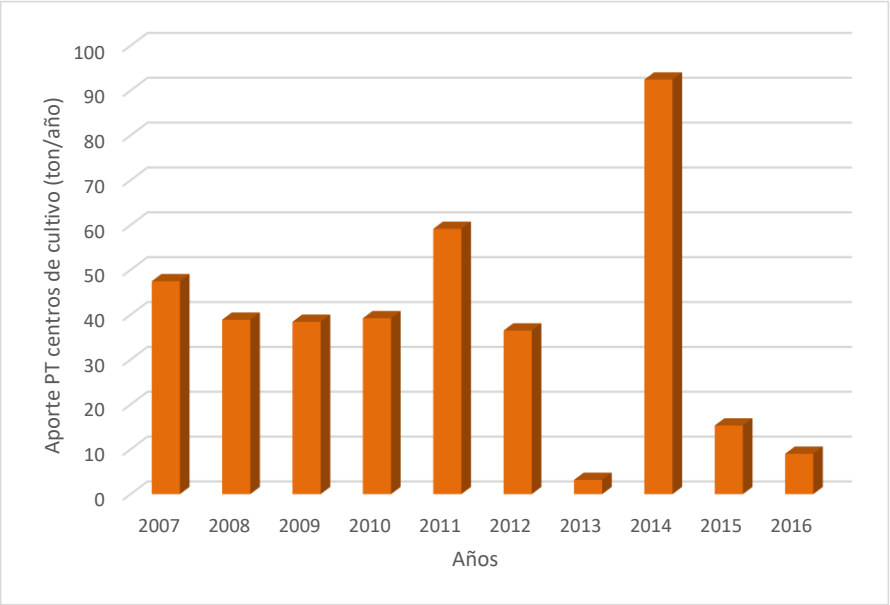


**Figura 201.** Aporte de PT (ton/año) desde centros de cultivo en el lago Rupanco.

**e) Carga (sumatoria) de P al lago Rupanco**

En la Tabla 111 y Figura 202 se detallan la sumatoria de las cargas estimadas de PT al lago Rupanco. En total se estimó una carga de 84 ton/año que estarían ingresando al lago.

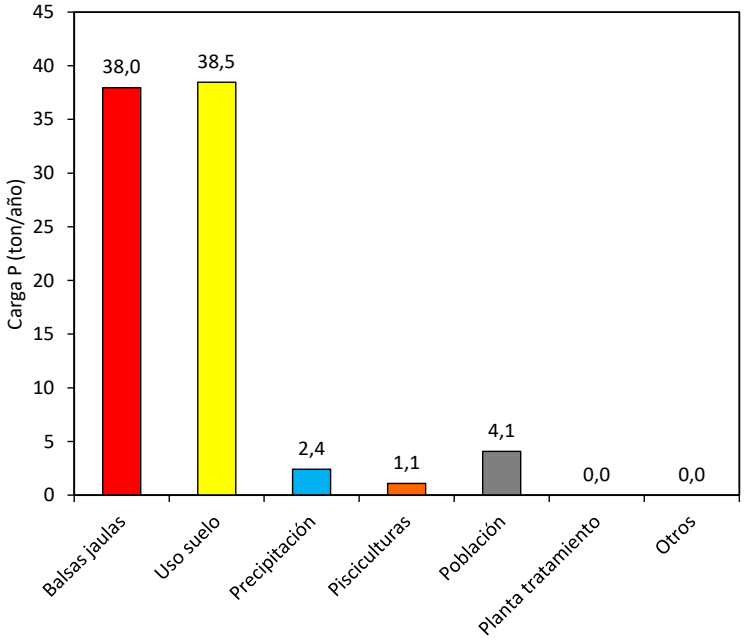


**Figura 202.** Carga de fósforo total (ton/año) según actividad.

**Tabla 111.** Carga de fósforo total (ton/año) según actividad o fuente.

| Fuente | Carga PT (ton/año) |
|---|---|
| Población | 4,1 |
| Piscicultura 1 | 1,1 |
| Balsas jaulas (2007-2016) | 38,0 |
| Uso de suelo | 38,5 |
| Precipitación (2016) | 2,4 |
| **Carga total** | **84** |

A partir de los cálculos del aporte de fósforo total según actividad (Figura 203), se obtuvo que los mayores aportantes de PT son el uso de suelo (45,8 %) y las balsas jaulas (45,2 %).

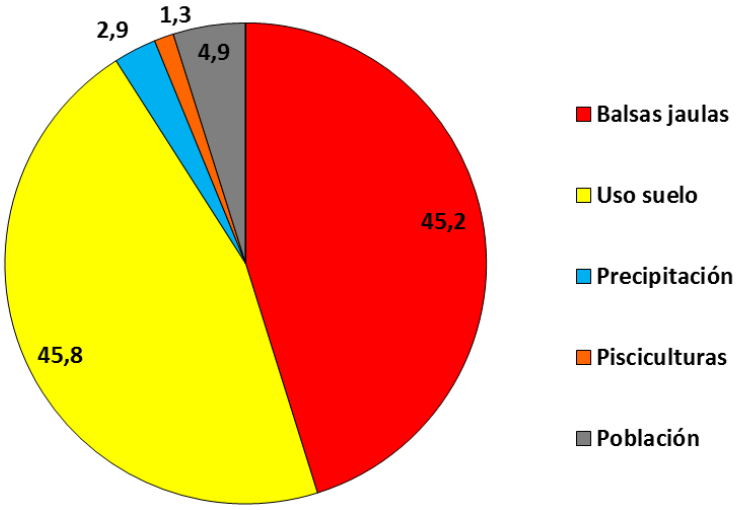


**Figura 203.** Contribución de fósforo total (%) según actividad.

**f) Determinación del contenido de PT en el lago**

Utilizando la curva hipsográfica del lago Rupanco se calculó el volumen de agua para cada estrato de la columna de agua. La masa total de fósforo por estrato se calculó multiplicando la concentración promedio de fósforo obtenida con el volumen de cada estrato. Finalmente, se sumó la masa total de fósforo para el lago Rupanco obteniendo un valor de 208,3 ton. El valor promedio de fósforo total calculado en toda la columna de agua del lago Rupanco fue de 0,0055 mg/L (Tabla 112).

**Determinación de la descarga por el efluente**

Se calculó la descarga de fósforo total por el efluente utilizando el valor promedio de fósforo en la columna de agua (0,0055 mg/L) multiplicándolo por el caudal anual del efluente (río Rahue).

**La descarga anual del efluente calculada fue de 10,80 ton/año de acuerdo al siguiente cálculo:**
Caudal (km³/año): 1,971
Concentración de PT (mg/L): 0,0055
Descarga de PT (ton/año): 10,802

**Tabla 112.** Contenido de PT en la columna de agua del lago Rupanco.

| Profundidad (m) | Estrato (m) | Vol. Estrato (km³) | Vol. Estrato (%) | PT (mg/L) | PT por estrato (ton) |
|---|---|---|---|---|---|
| 0-10-20-30-40 | 0-50 | 11,21 | 29,5 | 0,0027 | 30,3 |
| 50-80 | 50-100 | 8,93 | 23,5 | 0,0159 | 142,0 |
| 120 | 100-150 | 6,65 | 17,5 | 0,0035 | 23,3 |
| 160 | 150-200 | 5,51 | 14,5 | 0,0010 | 5,5 |
| 200 | 200-250 | 4,18 | 11,0 | 0,0010 | 4,2 |
| 260 | 250-300 | 1,52 | 4,0 | 0,0020 | 3,0 |
| | **Total** | **38** | **100** | | |
| | | | **Promedio (mg/L)** | | **0,0055** |

### g) Balance de masas y capacidad de carga del lago Rupanco

De acuerdo al balance de masas, el fósforo total existente en la columna de agua sería 208 ton, ingresando 84 ton y egresando 11 ton. La tasa de sedimentación corresponde a un 87 %, característico de lagos de gran profundidad (Tabla 113).

**Tabla 113.** Balance de Fósforo total calculado para el lago Rupanco.

| PT en Columna de agua (ton) | Ingreso de PT (ton) | Egreso de PT (ton) | Sedimentación PT (ton) | Tasa de sedimentación (%) |
|---|---|---|---|---|
| 208 | 84 | 11 | 73 | 87 |

Se calculó la carga crítica del lago Rupanco, con un tiempo de renovación de 13 años. Según este tiempo de renovación, la carga crítica de PT para salir del estado oligotrófico (PT > 10µg/L) es de 132 ton/año, mientras que conforme a la concentración promedio de PT en el lago (5,4805 µg/L), el lago estaría recibiendo un aporte de 72 ton/año (Tabla 114).

**Tabla 114.** Cálculo de la carga crítica y carga actual (en base a PT) del lago Rupanco.

| PT (µg/L) | Carga crítica PT (ton/año) | Tiempo de renovación (años) |
|---|---|---|
| 10 | 132 | 13 |
| 5,4805 | 72 | 13 |

### h) Balance de masas y capacidad de carga del lago Rupanco de acuerdo a las etapas previas del estudio

El aporte de PT al lago Rupanco disminuyó en el año 2016, en comparación al año anterior, asociado a la disminución de precipitación y producción de la actividad de acuicultura (Tabla 115 y Figura 204). Los mayores ingresos de PT fueron incorporados por las balsas jaulas y el uso de suelo

(principalmente por el bosque nativo). En la cuenca del lago Rupanco el número de pisciculturas existentes es mínimo (n=1).

**Tabla 115.** Balance de fósforo en el lago Rupanco para los años 2015 y 2016.

| BALANCE DE FÓSFORO | 2015 (III etapa) | 2016 (IV etapa) |
|---|---|---|
| Entradas (ton P/año) | 89 | 84 |
| Salidas (ton P/año) | 31 | 11 |
| Sedimentación (ton P/año) | 58 | 73 |

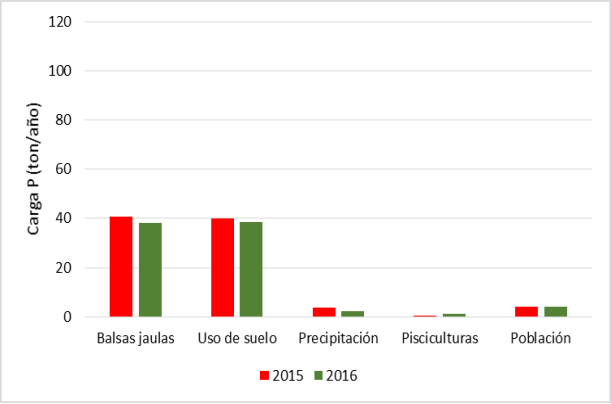


**Figura 204.** Entradas de PT al lago Rupanco durante los años 2015 y 2016.

De acuerdo a la concentración de PT en la columna de agua, el lago Rupanco se considera aún oligotrófico con tendencias a la mesotrofía, como lo calculado para la III etapa (año 2015) con valores cercanos a 9 µg/L de PT. El tiempo de renovación teórico calculado fue entre 9,5 años (año 2014) y 14 años (año 2016) (Figura 205). Cabe mencionar que a menor precipitación, mayor es tiempo de renovación en este cuerpo de agua.

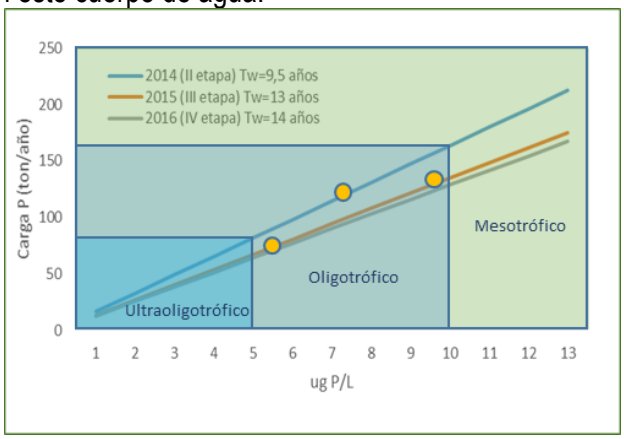


**Figura 205.** Capacidad de carga de PT en el lago Rupanco para los años 2015 y 2016.

### 4.5.5 Lago Chapo

#### a) Uso de suelo en las cuencas del lago Chapo

Las Figura 206 y Figura 207 muestran el uso de suelo en la cuenca del lago Chapo durante el 2016, predominando principalmente el bosque nativo (88 %), seguido por el suelo desnudo (6 %).

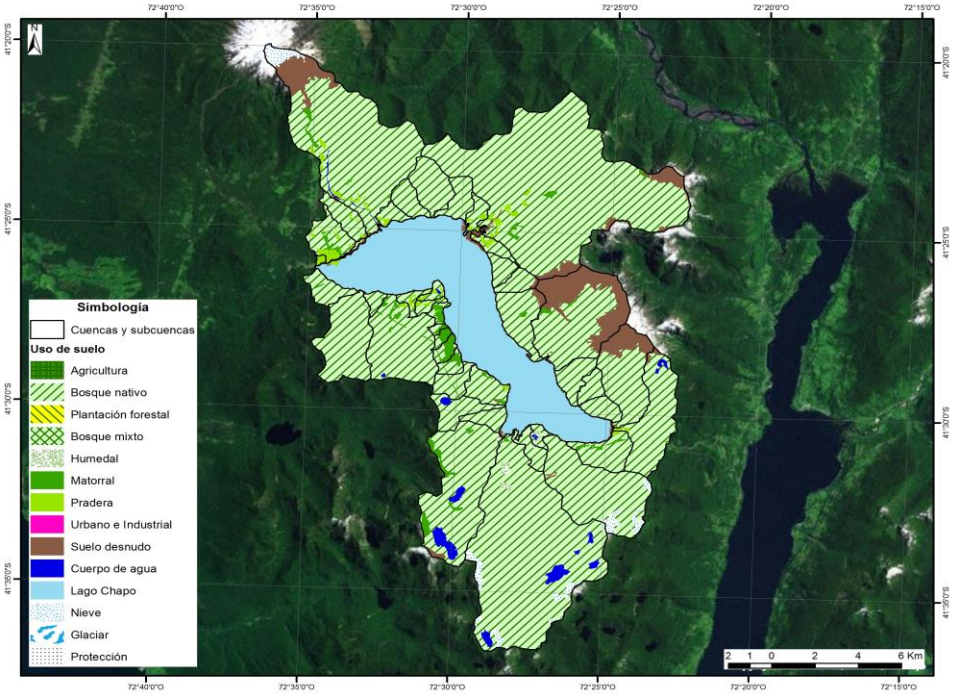


**Figura 206.** Mapa de las subcuencas pertenecientes a la cuenca del lago Chapo y sus respectivos usos de suelo.

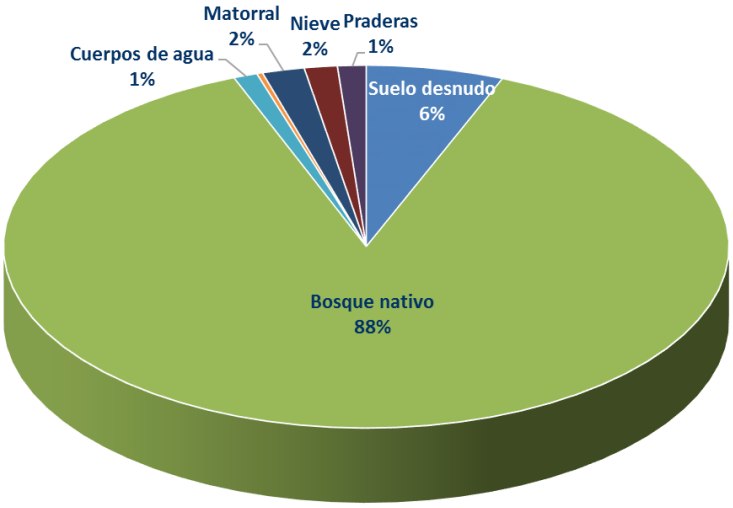


**Figura 207.** Uso de suelo (%) en la cuenca del lago Chapo.

**b) Aporte de nutrientes por afluentes**

En base al uso de suelo, índices de exportación y el caudal de cada una de las 43 subcuencas, se calculó el aporte de PT según uso de suelo para todas las subcuencas (Tabla 116). En cuanto al aporte de PT proveniente de la precipitación, se promedió ésta para el promedio 2016, multiplicándolo por la concentración de 8,6 µg/L de PT en la precipitación (Godoy *et al.* 2001) y el área del lago Chapo. El mayor aporte se obtuvo por el bosque nativo (37%), seguido por el suelo desnudo (36%) (Figura 208).

**Tabla 116.** Aporte de fósforo total (ton/año) según uso de suelo de la cuenca del lago Chapo.

| Usos de suelo | P-total (ton/año) |
|---|---|
| Agricultura | 0,0 |
| Bosque nativo | 1,81 |
| Bosque mixto | 0,0 |
| Cuerpos de agua | 0,04 |
| Humedales | 0,01 |
| Matorral | 0,12 |
| Nieve | 0,41 |
| Plantación | 0,00 |
| Praderas | 0,15 |
| Precipitaciones | 0,61 |
| Suelo desnudo | 1,73 |
| Urbano | 0,0 |
| **Total** | **4,87** |

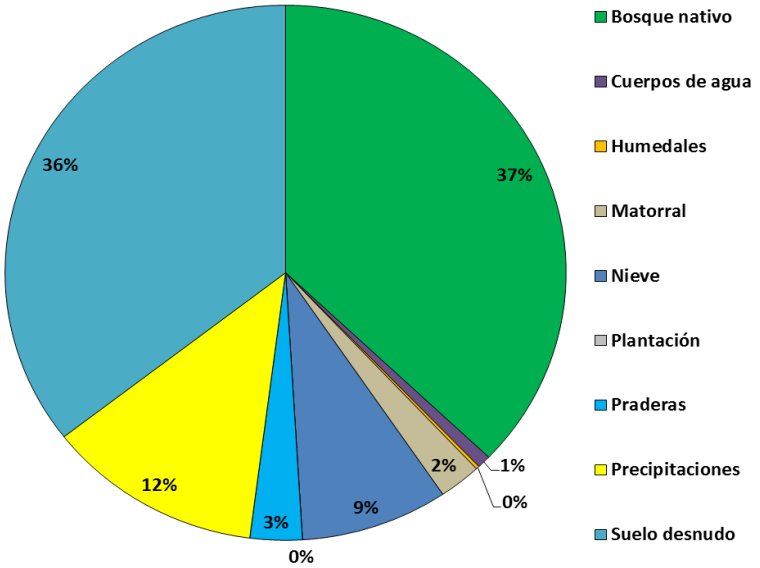


**Figura 208.** Aporte de fósforo total (%) según uso de suelo

### c) Evaluación de las descargas directas al lago

La carga de PT (ton/año) por descarga directa o de fuente puntual al lago Chapo fue actualizada en su mayoría al año 2016. No se registraron aportes de descargas directas al lago, salvo la población permanente del lago (Tabla 117).

Para la estimación del aporte de PT de la población de la cuenca del lago Chapo, se actualizó la información entregada en las etapas anteriores, estimaciones que se realizaron en base a lo propuesto por Campos (1991), descrita ya con anterioridad. Se consideró como descarga mínima a la sumatoria de la carga de PT (ton/año) de los pozos sépticos, mientras que la carga máxima sería la proveniente de las descargas directas, considerando sólo a la población permanente (Tabla 118). No se incluyó el número de turistas por falta de información disponible.

**Tabla 117.** Aportes directos de fósforo total (ton/año) al lago Chapo.

| Fuente | Carga PT (ton/año) |
|---|---|
| Población | 0,3 |

**Tabla 118.** Estimación de aporte de fósforo total (ton/año) de acuerdo a la población existente en la cuenca del lago Chapo.

| | TURISTAS | | POBLACIÓN PERMANENTE | |
|---|---|---|---|---|
| | Pozo séptico | Descarga directa | Pozo séptico | Descarga directa |
| g PT/día* persona | 0,75 | 3,75 | 0,75 | 3,75 |
| N° viviendas franja 200m | - | - | 57 | - |
| N° personas | - | - | 228 | - |
| N° días residencia | 0 | 0 | 365 | 365 |
| **Carga P (ton/año)** | 0,00 | 0,00 | 0,06 | 0,31 |
| | **Total (ton/año)** | | **Mín.** | **0,06** |
| | | | **Máx.** | **0,31** |

### d) Estimación del aporte de PT por centros de cultivo

En la Figura 209 se muestra la producción histórica de salmónidos en el lago Chapo, registrándose la máxima producción histórica el año 2014. No se declaró producción en el año 2016.

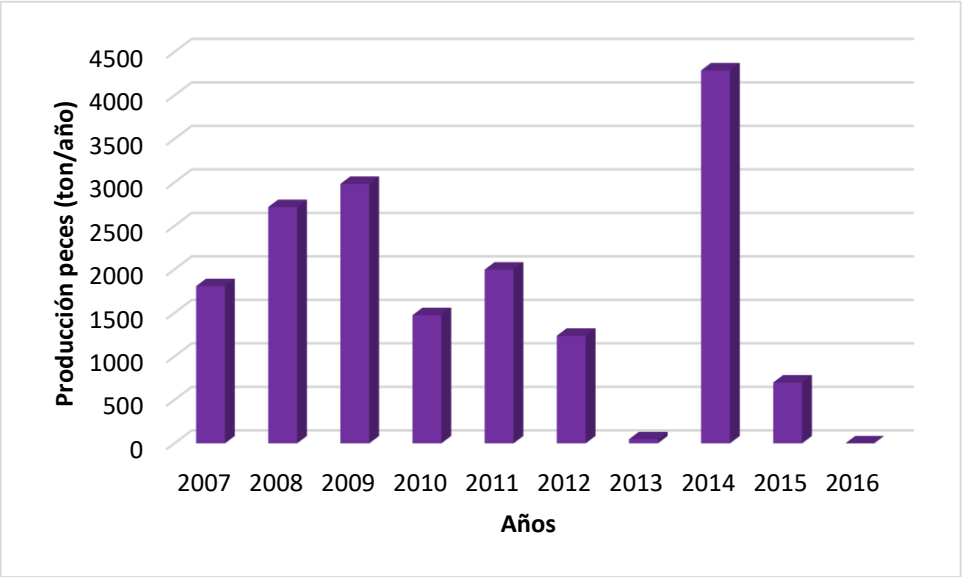


**Figura 209.** Producción histórica de peces (ton/año) en el lago Chapo.

En la Figura 210 se observan los aportes de PT derivados de la producción acuícola en balsas jaulas en el lago Chapo, registrándose el mayor aporte en el año 2014 con alrededor de 40 ton de PT.

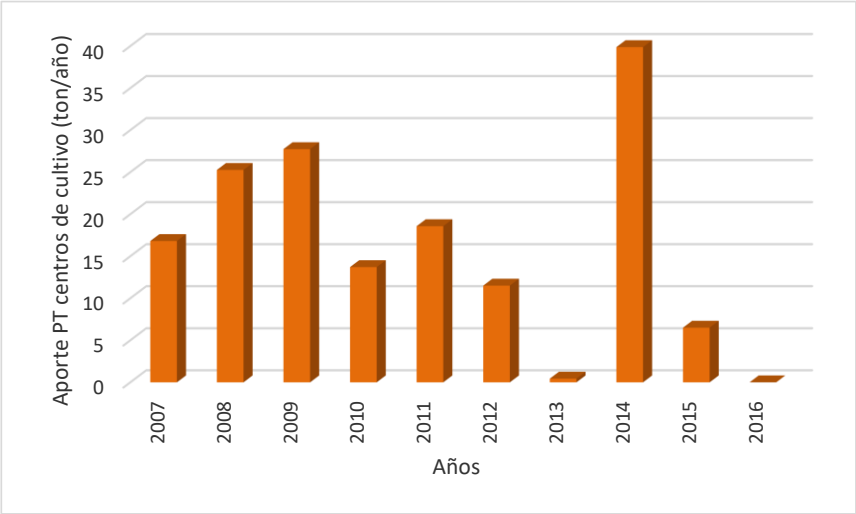


**Figura 210.** Aporte de PT (ton/año) desde centros de cultivo en el lago Chapo.

### e) Carga (sumatoria) de P al lago Chapo

En la Tabla 119 y Figura 211 se detalla la sumatoria de las cargas estimadas de PT al lago Chapo. En total se estimó una carga de PT de 21,2 ton/año que estarían ingresando al lago.

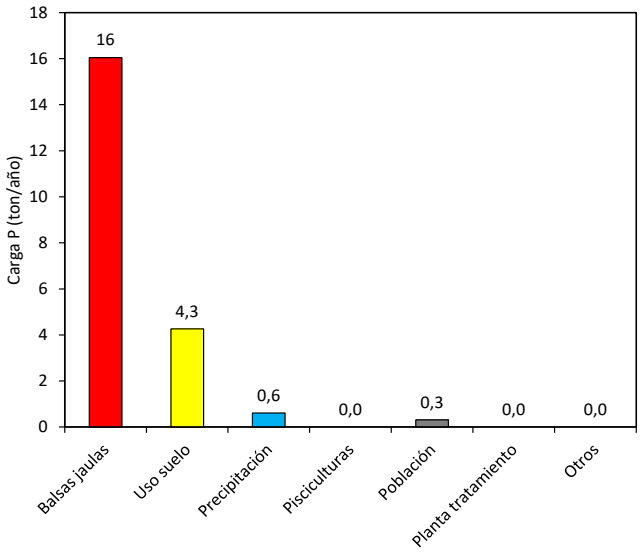


**Figura 211.** Carga de fósforo total (ton/año) según actividad.

**Tabla 119.** Cargas de fósforo total (ton/año) según actividad o fuente.

| Fuente | Carga P (ton/año) |
|---|---|
| Población | 0,3 |
| Balsas jaulas (2007-2016) | 16,0 |
| Uso de suelo | 4,3 |
| Precipitación (2016) | 0,6 |
| **Carga total** | **21,2** |

A partir de los cálculos del aporte de PT según actividad (Figura 212), se obtuvo que las balsas jaulas representaron el mayor aporte de PT al lago con un 75,6 %, seguido por el uso de suelo con un 20,1 % (principalmente bosque nativo).

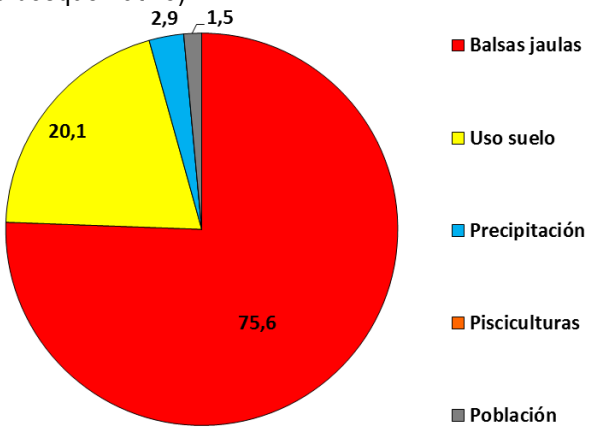


**Figura 212.** Contribución de fósforo total (%) según actividad.

### f) Determinación del contenido de PT en el lago

De acuerdo a la curva hipsográfica se calculó el volumen de agua para cada estrato definido. Para calcular la masa total de fósforo se multiplicó la concentración de fósforo de cada estrato, sumando estos valores posteriormente. La masa total de fósforo para el lago Chapo fue de 44,9 ton. El valor promedio del fósforo total calculado en toda la columna de agua fue de 0,0065 mg/L (Tabla 120).

**Determinación de la descarga por el efluente**

Se calculó la descarga de fósforo total por el efluente utilizando el valor promedio de fósforo en la columna de agua (0,0065 mg/L) multiplicándolo luego por el mismo caudal anual del efluente (Represa Canutillar).

**La descarga anual del efluente calculada fue de 7,13 ton/año de acuerdo al siguiente cálculo:**

Caudal (km³/año): 1,095
Concentración de PT (mg/L): 0,0065
Descarga de PT (ton/año): 7,13

**Tabla 120.** Contenido de PT en la columna de agua del lago Chapo.

| Profundidad (m) | Estrato (m) | Vol. Estrato (km³) | Vol. Estrato (%) | PT (mg/L) | PT por estrato (ton) |
|---|---|---|---|---|---|
| 0-10-20-30-40 | 0-50 | 1,9 | 27 | 0,0045 | 9,5 |
| 50-80-100 | 50-100 | 1,6 | 23 | 0,0130 | 17,0 |
| 120 | 100-150 | 1,2 | 18 | 0,0047 | 6,6 |
| 160 | 150-200 | 1,1 | 16 | 0,0030 | 6,2 |
| 200-250 | 200-250 | 0,6 | 9 | 0,0026 | 3,0 |
| 290 | 250-300 | 0,5 | 7 | 0,0260 | 2,6 |
| | **Total** | **6,9** | **100** | | |
| | | | **Promedio (mg/L)** | | **0,0065** |

### g) Balance de masas y capacidad de carga del lago Chapo

El balance de fósforo total para el lago Chapo se representa en la Tabla 121. De acuerdo a este balance de nutrientes, el fósforo total existente en la columna de agua, según lo registrado en terreno es de 45 ton, ingresando 21 ton y egresando 7 ton, con una tasa de sedimentación calculada en 66 %.

**Tabla 121.** Balance de Fósforo total calculado para el lago Chapo.

| PT en Columna de agua (ton) | Ingreso de PT (ton) | Egreso de PT (ton) | Sedimentación PT (ton) | Tasa de sedimentación (%) |
|---|---|---|---|---|
| 45 | 21 | 7 | 14 | 66 |

Se calculó la carga crítica con un tiempo de renovación de 15 años. Por tanto, la carga crítica para salir del estado oligotrófico (PT > 10 µg/L) fue de 23 ton/año, mientras que conforme a la concentración promedio de PT en el lago (6,507 µg/L), el lago estaría recibiendo un aporte de 15 ton/año (Tabla 122).

**Tabla 122.** Cálculo de la carga crítica y carga actual (en base a PT) del lago Chapo.

| PT (µg/L) | Carga crítica PT (ton/año) | Tiempo de renovación (años) |
|---|---|---|
| 10 | 23 | 15 |
| 6,507 | 15 | 15 |

### h) Balance de masas y capacidad de carga del lago Chapo de acuerdo a las etapas previas del estudio

Durante el año 2016, la cantidad de precipitación fue menor a lo ocurrido en el año 2015, por lo que las entradas de PT desde la cuenca lacustre también fueron menores (Tabla 123). En tanto, la producción de salmónidos en balsas jaulas se mantuvo, siendo éste el principal aportante de PT al cuerpo de agua (Figura 213).

**Tabla 123.** Balance de fósforo en el lago Chapo para los años 2015 y 2016.

| BALANCE DE FÓSFORO | 2015 (III etapa) | 2016 (IV etapa) |
|---|---|---|
| Entradas (ton P/año) | 26 | 23 |
| Salidas (ton P/año) | 10 | 7 |
| Sedimentación (ton P/año) | 16 | 16 |

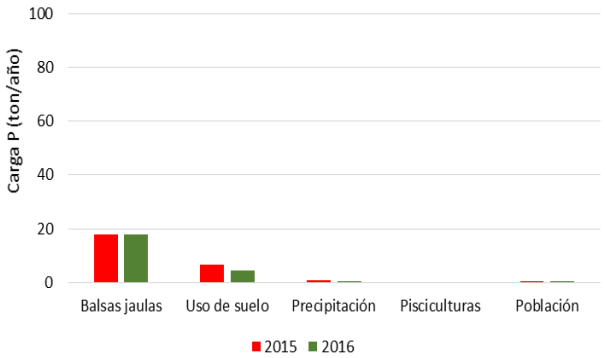


**Figura 213.** Entradas de PT al lago Chapo durante los años 2015 y 2016.

Las concentraciones de PT en la columna de agua indicaron que el lago Chapo se encuentra en estado de oligotrofía con valores cercanos de 6 µg/L. El tiempo de renovación teórico calculado fue de 9 años (año 2015) y 15 años (año 2016), asociándose a la cantidad de lluvia precipitada (Figura 214).

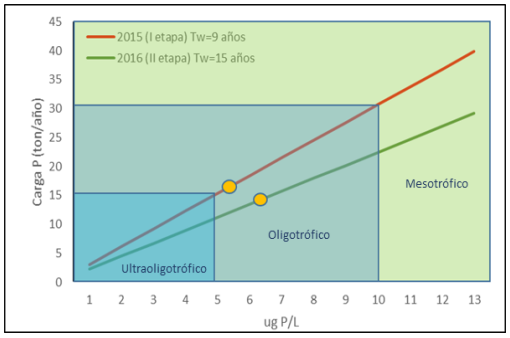


**Figura 214.** Capacidad de carga de PT en el lago Chapo para los años 2015 y 2016.

### 4.5.6 Lago Yelcho

#### a) Uso de suelo en las cuencas del lago Yelcho

De acuerdo a la delimitación de la cuenca del lago Yelcho, se aprecia que del total del área de la cuenca, sólo aproximadamente 1/3 de ésta se encuentra en la parte chilena, mientras que el resto está ubicado en Argentina. Se identificaron 74 subcuencas, con un área total de 9.982 km² (Figura 215).

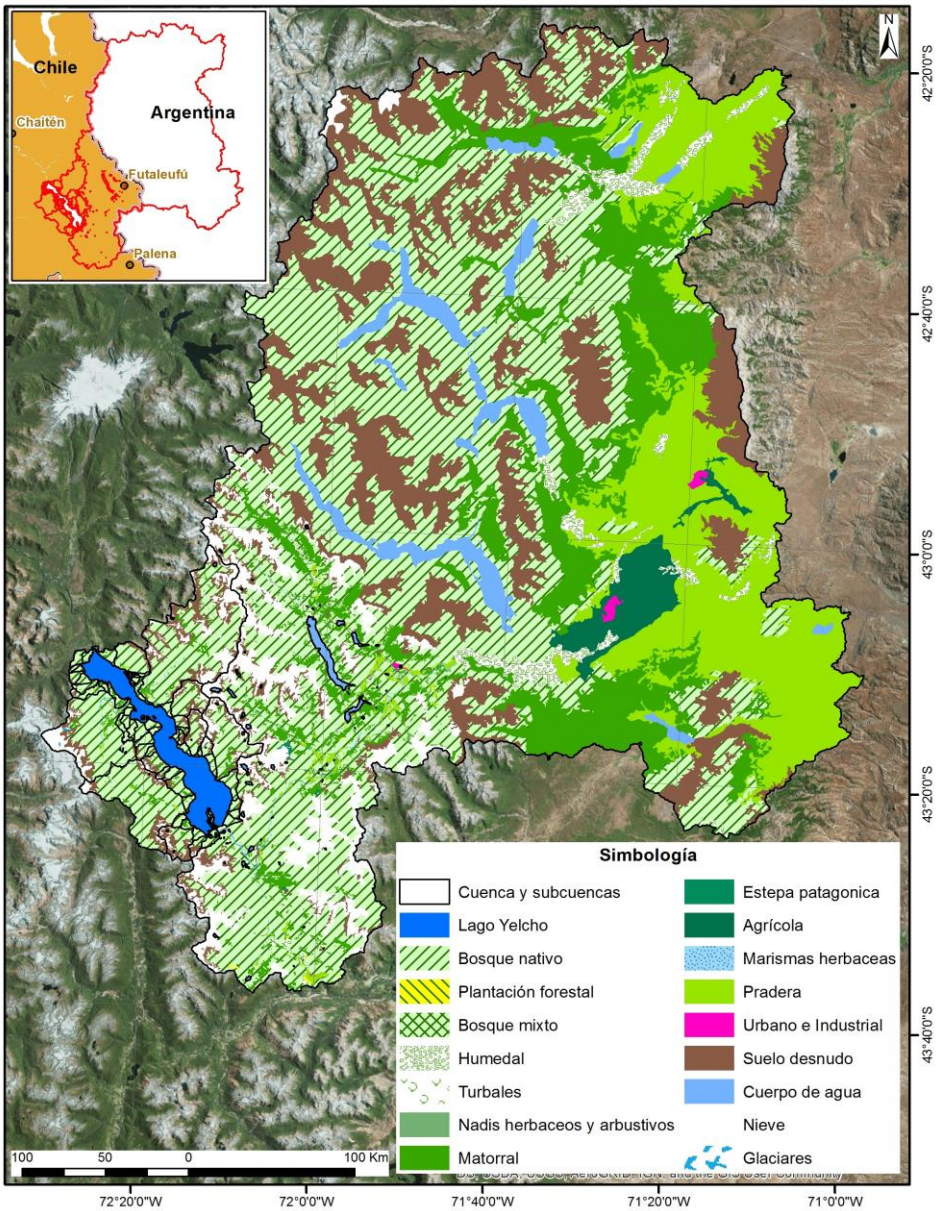


**Figura 215.** Mapa de las subcuencas pertenecientes a la cuenca del lago Yelcho y sus respectivos usos de suelo.

### 4.5.7 Lago Riesco

#### a) Uso de suelo en las cuencas del lago Riesco

Se identificaron 32 subcuencas, con un área total de 366,53 km² (Figura 216).

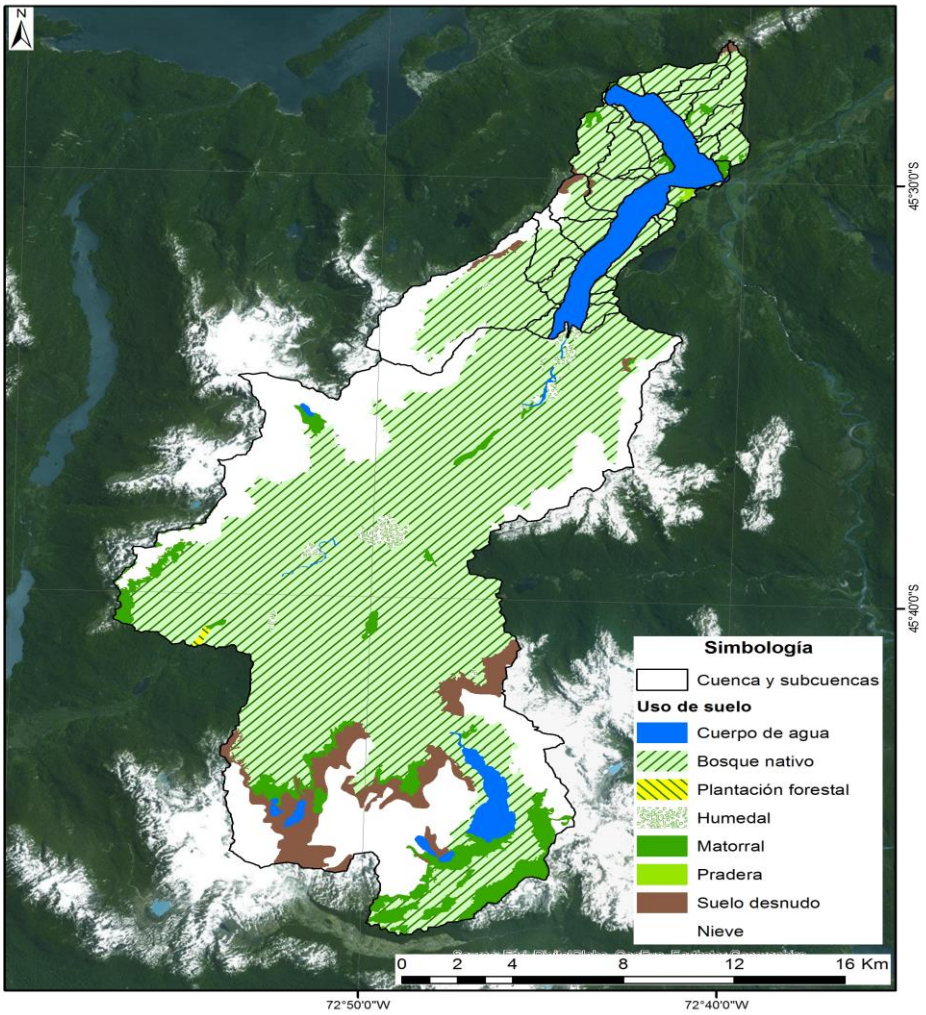


**Figura 216.** Mapa de las subcuencas pertenecientes a la cuenca del lago Riesco y sus respectivos usos de suelo.

## 4.6 Objetivo específico 6.

*Difundir la información generada en el proyecto a través de Seminarios y/o Talleres.*

Para cumplir con este objetivo se presentaron trabajos en congresos limnológicos. Carolina Oyarzo y Claudia Pérez participaron en el VII Congreso Argentino de Limnología organizado por el Instituto de Biodiversidad Neotropical (CONICET - UNT), bajo el lema "Agua para la diversidad", realizado entre el 21 y 25 de agosto del 2016 en Tucumán, Argentina. Carolina Oyarzo expuso el tema "Capacidad de carga en lagos Araucanos con actividad de acuicultura" (Oyarzo, C., N. Pesse, C. Pérez) y Claudia Pérez presentó el trabajo "Evaluación ambiental de lagos húmicos del sur de Chile" (Pérez, C., C. Oyarzo, N. Pesse).

Además, participamos en el XIII Congreso de Sociedad Chilena de Limnología y I Congreso Iberoamericano de Limnología organizado por Universidad Austral de Chile y la Sociedad Chilena de Limnología bajo el lema "Integración y proyección en ciencias limnológicas", entre el 1 y 4 de noviembre del 2016 en Valdivia. Rodrigo Vera presentó un panel titulado "Relacionando concentraciones de nitrógeno, fósforo, fitoplancton y zooplancton en lagos del sur de Chile", Carolina Oyarzo expuso el trabajo "Evaluación del estado trófico y capacidad de carga de lagos Araucanos con acuicultura en el tiempo" (Oyarzo, C., N. Pesse, C. Pérez, C.) y Claudia Pérez presentó el trabajo "Evaluación de la influencia de la cuenca hidrográfica sobre carbono orgánico disuelto y nutrientes en lagos Chilotes" (Pérez, C., C. Oyarzo, N. Pesse, J. Nimptsch)

Los principales resultados de la actual etapa de este proyecto fueron dados a conocer a la comunidad científica, técnica, administrativa estatal y privada a través de un seminario de difusión, que se realizó en la ciudad de Puerto Montt, el 30 de mayo del 2017. Nicole Pesse realizó una presentación introductoria del proyecto. Mientras que Carolina Oyarzo presentó "Capacidad de carga en lagos Araucanos con actividad de acuicultura" y Claudia Pérez expuso acerca del "Estado trófico de los lagos Chilotes". En la Tabla 36 del Anexo se incluye el listado de los participantes en el taller de difusión.

# 5. DISCUSIÓN

A continuación, se discute respecto del estado ambiental de cada lago:

**Lago Ranco**

En verano de 2017, en la columna de agua del lago Ranco, se observaron diferencias en la temperatura entre superficie y fondo, con una tendencia a la estratificación térmica, sin pesquisar la diferencia de 1°C en 1 metro de profundidad, que establece la definición de termoclina. Se encontraron aguas con buena provisión de oxígeno, hasta los 60 m de profundidad luego descendió levemente. Pesse *et al.* (2016) y Pesse *et al.* (2017) reportaron la formación de termoclina, incipiente en primavera y establecida en otoño, así también dichos reportes indicaron buenas condiciones de oxigenación de la columna de agua, lo cual concordó con lo encontrado actualmente. Una columna de agua estratificada y con buenas condiciones de oxigenación, concuerda a lo reportado por Campos *et al*. (1982, 1984).

La concentración de fósforo total (PT) y transparencia se encontraron mayoritariamente dentro del rango establecido para lagos oligotróficos, en cambio los valores de nitrógeno total (NT) y clorofila *a* oscilaron dentro del rango de ultraoligotrófico a oligotrófico. Al comparar estos parámetros de acuerdo a las tres etapas del proyecto (etapa II, III y IV), se observó que, en general, los valores de transparencia oscilaron entre la mesotrofía y oligotrofía. En tanto las concentraciones de clorofila *a* indicaron características de estado ultraoligotrófico a oligotrófico. El PT reportó valores oligotróficos, salvo en el área de Riñinahue en ambas etapas, mientras que el NT mayoritariamente no mostró cambios de trofía, caracterizándose sus valores en estado ultraoligotrófico.

Al igual que el resto de los lagos en estudio, el balance de hidrológico fue calculado para un año anormalmente seco (2016), lo que influyó en el cálculo obtenido para el tiempo de renovación.

De acuerdo al modelo de capacidad de carga, este lago aún se encuentra en estado oligotrófico. Los principales aportantes de PT provienen en primera instancia del uso de suelo, principalmente del bosque nativo, seguido por la actividad de acuicultura (mayormente pisciculturas). Medidas precautorias para disminuir las entradas de PT estarían asociadas mayormente a las actividades antrópicas, tales como privilegiar actividades que contaminen menos, o con capacidad de emplear tecnologías eficientes en el tratamiento de RILES, junto con mejorar los tratamientos de RILES en pisciculturas. La cuenca del lago Ranco es 7 veces más grande que el lago, influyendo este gran tamaño directamente sobre las entradas de PT. El gran tamaño de esta cuenca lacustre no puede ser manejado por el ser humano, como tampoco la cantidad de precipitación sobre la cuenca y el cuerpo lacustre, pero sí podemos manejar el uso de suelo, privilegiando un uso sustentable del

bosque nativo, dado a que este uso de suelo aporta menor concentración de PT en relación al bosque mixto, matorrales, praderas, agricultura y plantaciones forestales.

En el fitoplancton fueron las diatomeas el grupo dominante, mayoritariamente representado por la pequeña *Cyclotella ocellata*, en menor proporción la crisofícea *Dinobryon cylindricum* y el dinoflagelado *Ceratium hirundinella*. De acuerdo a Reynolds *et al.* (2002), los grupos funcionales se relacionarían con estratificación estival de la columna de agua. Se registró la cianobacteria *Dolichospermum floss aquae* de organización filamentosa conformada por células esféricas relativamente pequeñas (diámetro célula 5,3 µm), por lo cual de acuerdo a lo descrito por Bonilla *et al. (*2016), aun cuando el número de células sea elevado, el biovolumen obtenido será bajo si el diámetro de la célula es pequeño. De acuerdo a los indicadores cuantitativos de biomasa de cianobacterias, no habría un riesgo para la salud. Por ello, de acuerdo árbol de decisión de la OMS (Chorus & Bartram, 1999, modificado por Bonilla 2009), dada una densidad celular menor a 10.000.000 cél/L y biovolumen, ausencia de olor o sabor y condiciones climáticas de baja temperatura (menores a 24°C), no correspondería nivel de vigilancia ni diario ni mensual.

**Lago Puyehue**

Durante el verano de 2017 se observó una columna de agua estratificada, con una variación gradual de temperatura desde la superficie al fondo, este régimen térmico fue reportado anteriormente por Campos (1984) en este lago. La concentración de oxígeno disuelto en la columna de agua disminuyó gradualmente en profundidad.

De los parámetros tróficos del lago Puyehue, los valores de transparencia obtenidos en el presente estudio se encontraron entre la mesotrofía y eutrofía. El nitrógeno y fósforo total registraron en su mayoría valores considerados oligotróficos, mientras que la clorofila *a* presentó valores promedio ultraoligotróficos y oligotróficos, la transparencia fue baja, dentro del rango para lagos eutróficos. De acuerdo a lo obtenido en las etapas precedentes del presente estudio, el promedio de los valores de nitrógeno presentó en su mayoría características de oligotrofía, mientras que el fósforo total tendió a la oligotrofía con algunos valores dentro del rango de la mesotrofía. La clorofila *a*, de acuerdo a Pesse *et al.* (2017) durante la II etapa, registró concentraciones dentro del rango de la ultraoligotrofía, mientras que en la III y IV etapa se incrementaron las concentraciones tendiendo a la oligotrofía. Al igual que en la transparencia, se observó un aumento de trofía en el tiempo, registrándose durante la III etapa valores dentro del rango de la mesotrofía, y en la IV etapa se registraron valores límites al rango de la eutrofía.

El tiempo de renovación calculado para el lago Puyehue en la presente etapa del proyecto aumentó levemente, producto a que el balance hidrológico fue calculado en base a las precipitaciones reportadas en el año 2016, un año que presentó baja pluviosidad. El valor promedio de PT medido en la columna de agua muestra que el lago Puyehue tiende a la mesotrofía, lo que

refuerza la necesidad de regular el ingreso de nutrientes por parte de las actividades antrópicas, especialmente por el rubro acuícola, que en conjunto (pisciculturas y balsas jaulas) estarían representando más del 50% del aporte total de fósforo. Por otro lado, la incorporación de PT proveniente de la población es de aproximadamente un 10%, lo que estaría señalando la importancia de mejorar los tratamientos de RILES domiciliarios.

El fitoplancton estuvo principalmente compuesto por pequeñas diatomeas *Cyclotella ocellata*, seguido de *Tabellaria flocculosa*, luego dependiendo del sitio de muestreo se presentaron en menor proporción *Cryptomonas spp* y *Parvodinium cf inconspicuum*. El ensamble fitoplanctónico registrado en este lago estaría indicando un ambiente estratificado, con condiciones variables de nutrientes y posible deficiencia de sílice (Reynolds 2002). Las dinofíceas son un componente normal del fitoplancton en época estival del lago Puyehue (Soto 2002), en tanto las criptomonas se encontraron en mayor proporción en el área oeste del lago, y estarían indicando disponibilidad de materia orgánica, dadas las características fagótrofas de este grupo (Reynolds 2002). La abundancia de organismos zooplanctónicos fue baja, lo cual concuerda con lo reportado para lagos monomícticos templados en época de verano, donde el zooplancton muchas veces es consumido por peces planctívoros (Horne & Goldman 1994).

**Lago Rupanco**

La temperatura en el lago Rupanco fue disminuyendo hacia el fondo, formándose termoclina en la mayoría de las estaciones, lo cual es esperable para un lago monomíctico templado en condiciones de otoño de acuerdo a Wetzel (2001). En lo que respecta al oxígeno, las concentraciones variaron entre superficie y fondo. Estas condiciones difieren de las encontradas en Pesse *et al*. (2016) donde en profundidad la concentración de oxígeno disminuyó en torno a los 2,5 mg/L y en Pesse *et al*. (2017) en torno a los 5 mg/L. En cambio, concordó con lo reportado por Woelfl *et al*. (2013) quienes no encontraron una fuerte disminución de oxígeno en profundidad.

De acuerdo a los valores de transparencia, el lago Rupanco se caracteriza por su oligotrofía. El nitrógeno total en su mayoría presentó valores ultraoligotróficos, mientras el fósforo total fluctuó entre la ultraoligotrofía y eutrofía. La clorofila *a* registró valores considerados ultraoligotróficos. Sin embargo, a partir de la I etapa del proyecto se observó que la transparencia tendió a la oligotrofía, con algunos valores dentro del rango de la mesotrofía en la II y III etapa. Con respecto a la evolución del nitrógeno y fósforo total en las etapas del presente proyecto, se reportaron valores de nitrógeno dentro del rango de la ultraoligotrofía a oligotrofía. En tanto, el fósforo registró valores considerados dentro del rango de la oligotrofía durante la I etapa, con tendencias a la mesotrofía en la II etapa, valores oscilantes entre la ultraoligotrofía a eutrofía en la III etapa, y en la IV etapa valores entre la oligotrofía a mesotrofía.

De acuerdo a los valores de fósforo en la columna de agua, este lago aún se encuentra en estado oligotrófico con tendencias a la mesotrofía. Los principales aportes de PT provienen de la actividad de acuicultura (en su mayoría balsas jaulas), y uso de suelo (bosque nativo y praderas). Los aportes provenientes de las actividades antrópicas pueden ser manejados, no así las de origen natural, como son los aportes de nutrientes a partir del bosque nativo. Tampoco se tiene incidencia sobre la cantidad de precipitación que hace escurrir los nutrientes hacia el lago.

Respecto del fitoplancton se observó en general una dominancia de las diatomeas en la mayoría de las estaciones de control y centros de cultivo, salvo en la estación situada en la desembocadura donde la dinofícea *Parvodinium cf inconspicuum* fue dominante. Así también se registró la cianobacteria *Merismopedia glauca*, con organización celular colonial, la cual no implicaría riesgo para la salud ya que su densidad celular y biovolumen fueron mucho menores que los parámetros establecidos por la OMS (Chorus & Bartram, 1999). La densidad de zooplancton fue baja y las principales especies fueron *D. pulex* y el rotífero *Filinia longiseta*. No se observaron organismos plaga FAN, ni especies invasoras de microcrustáceos.

Aun cuando en esta oportunidad no se produjo una disminución de OD en el fondo ni una elevada concentración de fitoplancton, sí se observaron anomalías en los perfiles de CTDO que permiten inferir la producción de OD por parte del fitoplancton. Considerando también que en algunos sectores de este lago el amonio es la forma más abundante de compuesto nitrogenado y que ésta es la fuente de nitrógeno predilecta por gran parte del fitoplancton, además de que exista una provisión suficiente de fósforo, es esperable que en el futuro se produzcan floraciones algales, que disminuyan en las noches la concentración de OD y que puedan provocar la obstrucción de las branquias de los peces o filtros. También se debe considerar que en esta etapa y en las etapas precedentes del proyecto se han reportado géneros de cianobacterias potencialmente tóxicas, aunque han estado en muy bajas concentraciones, presentan mecanismos adaptativos altamente competitivos sobre otros organismos fitoplanctónicos.

**Lago Llanquihue**

De acuerdo a los parámetros indicadores de trofía de la Norma Secundaria de Calidad, los valores de la transparencia indicaron un estado oligotrófico. En tanto, el fósforo y nitrógeno total, además de la clorofila a se clasificaron dentro de la ultra a la oligotrofía, salvo en la estación bahía Cox que en todos los casos presentó altos valores. Se registró una disminución de la transparencia en los centros Puerto Rosales, Bahía Volcán y Bahía Ensenada, en invierno del 2015, asociándose a las dos últimas estaciones el efecto de la erupción del volcán Calbuco sobre la transparencia. Durante la III etapa de muestreo, específicamente en el verano del 2016, se registraron valores de transparencia dentro de la mesotrofía en las estaciones 100070, 100545 y 100204. En general, se observó que el centro 100070 tiende a la mesotrofía, asociándose estos resultados a las

características propias de la bahía, como son la poca profundidad del sector y la baja energía hidrodinámica. En tanto, la clorofila *a*, en general tendió a la oligotrofía. Los resultados de PT indicarían un estado oligotrófico en la I, II y IV etapa, sin embargo, durante la III etapa específicamente en invierno del 2015 y verano del 2016, se registraron concentraciones muy altas en las cercanías de algunos centros de cultivo. Los valores de NT indicaron un estado ultra a oligotrófico.

El balance hidrológico calculado para el año 2016, indicó una disminución tanto para el caudal del afluente como de la escorrentía de la cuenca, conllevando aquello una disminución de los aportes de fósforo provenientes del uso de suelo de la cuenca, en comparación a lo obtenido en las etapas anteriores. Producto de ello, el tiempo de renovación calculado para este año fue mayor (85 años), asociándose a la menor cantidad de precipitación en comparación a los años anteriores. Si bien, de acuerdo a las concentraciones de PT en la columna de agua, el lago Llanquihue aún se considera en estado de oligotrofía, se ha observado un aumento de su concentración en el tiempo. En Campos *et al.* (1988), durante los años 1982 y 1983, se registró un valor cercano a 3 µg/L. Este aumento en el tiempo sugiere que el lago Llanquihue se encuentra en fase de acumulación. Dado el gran tamaño y profundidad que presenta este lago, hace que los efectos de la incorporación de nutrientes se vean reflejados en forma lenta y gradual, aumentando de manera silenciosa en el tiempo las concentraciones de nutrientes. Aquello abre el debate sobre la importancia de resguardar estos cuerpos de agua de gran relevancia estratégica, que dadas sus características de naturaleza integradora, lenta tasa de renovación y complejidad de sus interacciones se vuelven extremadamente vulnerables a sufrir cambios prácticamente irreversibles. Si tomamos como ejemplo lo ocurrido a nivel mundial en el lago Konstanz, en donde las concentraciones de PT alcanzaron aproximadamente 80 µg/L durante los años 1980, y con un esfuerzo mancomunado de varias naciones para reoligotrofizar este lago, se refuerza que el conocimiento científico a través del monitoreo continuo es de vital importancia, desarrollando indicadores y estudios analíticos que anticipen dichos problemas. Información científica es central para la toma de decisiones en el manejo integrado de cuencas. Se requiere un enfoque preventivo basado en un diagnóstico temprano, lo que reduciría considerablemente los costos de intervención y tiempos de respuesta del ecosistema a las medidas de gestión.

Las grandes diatomeas fueron el grupo dominante del fitoplancton *Aulacoseira granulata* y *Fragillaria crotonensis*, y en menor proporción clorofíceas y dinofíceas. Las grandes diatomeas *A. granulata* y *F. crotonensis* se relacionan con epilimnion rico en nutrientes, tolerantes a la deficiencia de luz y carbono, además de sensibilidad a la disminución de sílice (Reynolds 2002). La cianobacteria reportada *Pseudoanabaena* spp en gran abundancia presentó un bajo biovolumen por ser una especie de pequeño tamaño. De acuerdo a Chorus & Bartram (1999), no habría riesgo potencial para actividades de captación de agua, ni potabilización. Los organismos zooplanctónicos más representativos fueron los rotíferos, aun cuando presentaron una baja abundancia. No se

registraron en este lago especies declaradas plaga FAN ni especies invasoras en el zooplancton. Cabe recordar que algunas de las cianobacterias reportadas anteriormente en abundancias relativas significativas y actualmente en muy baja abundancia, del género *Dolichospermum* tienen el potencial de generar toxicidad. Además, en verano de 2017 en la ribera de la ciudad de Puerto Varas, en una playa fuertemente utilizada y con importantes aportes de descargas de aguas "mixtas", es decir, una mezcla de aguas servidas con aguas lluvia, las cuales llegan al lago a través del sistema de recolección de aguas lluvias y aliviaderos de tormentas, lo que unido a factores ambientales generó un ambiente propicio para el florecimiento de una especie de alga perifítica de orilla llamada *Vaucheria* spp. Este alga causó un gran manchón que generó molestias a turistas y hedores, dejando en evidencia el alto aporte de materia orgánica que está experimentando esta playa. Hay problemas con la red de saneamiento ambiental en la ciudad de Puerto Varas y en las ciudades en torno al lago, esta situación es preocupante, ya que se escapa al modelo actualmente utilizado, porque se desconoce cuál es el caudal, concentración y la periodicidad de las descargas. Esta bahía no cuenta con actividades de acuicultura, por lo cual no registra estación de monitoreo asociada a este proyecto, pero cuenta con monitoreo de DGA. Con este ejemplo dejaremos en manifiesto que para lograr preservar la oligotrofía del lago Llanquihue u otro cuerpo de agua, es imperativo que todos los usuarios de la cuenca realicen esfuerzos mancomunados para regular los aportes de nutrientes, materia orgánica, y hacer un uso eficiente del agua.

**Lago Chapo**

En el lago Chapo los valores de transparencia fluctuaron en el rango la oligotrofía, salvo las dos estaciones más someras que presentaron valores meso-eutróficos. En tanto, el PT presentó valores en su mayoría oligotróficos, al igual que el NT. La clorofila *a* tendió a un estado ultraoligotrófico. Al comprar los valores de estos parámetros en el tiempo, la concentración de clorofila *a* desde mesotrofía en la I etapa a ultraoligotrofía en la IV etapa, mientras que el parámetro de transparencia indicó claramente una tendencia a la eutrofización en la III etapa del proyecto, disminuyendo luego nuevamente en la IV etapa. Durante la I y II etapa del proyecto, el PT presentó valores considerados como ultra a oligotróficos, mientras que en la III etapa se registraron valores meso a eutróficos, siendo observable en los centros ubicados en la parte occidental del lago. En tanto, el NT indicó un estado ultra a oligotrófico en el tiempo.

Se calculó el balance hidrológico durante el año 2016, periodo que se caracterizó por baja pluviosidad, lo que conllevó a una menor escorrentía de la cuenca hacia el lago, aumentando levemente el tiempo de renovación calculado. Cabe señalar que, durante este año, el nivel del lago disminuyó en forma significativa. De acuerdo al resultado de la carga actual en base a fósforo total, el lago Chapo aún se encuentra en estado oligotrófico. Los principales aportantes del PT son las

balsas jaulas (>60%), seguido por el uso de suelo (principalmente bosque nativo). Aquellas cifras relevan la importancia en regular la producción de salmónidos en este lago.

Como era de esperar en época de primavera, se observó una proliferación de clorofíceas y crisofíceas y en menor número las diatomeas. Esta estructura de la comunidad fitoplanctónica ha sido reportada anteriormente por EULA 2011. La abundancia de microcrustáceos fue baja, dominada principalmente por crustáceos maxilipodos.

**Lago Popetán**

El Popetán es un lago pequeño (1,7 $km^2$) que posee una cuenca de drenaje de 21,3 $km^2$ conformada por 21 subcuencas. No obstante, en el análisis realizado por Prado-Fiedler *et al*. (1999) determinaron que la cuenca del lago Popetán tenía una menor superficie (13,28 $km^2$) conformada por solo 7 subcuencas, estas diferencias podrían estar vinculadas al adelanto tecnológico y mayor precisión de la información que contamos en la actualidad para analizar las cuencas. De los lagos Chilotes en estudio, la cuenca del lago Popetán es la que se encuentra más antropizada, siendo las praderas la mayor representante de la cobertura de suelo. De hecho, los mayores aportes de fósforo de acuerdo a los usos de suelo fueron representados por praderas. En tanto, la mayor carga de fósforo al sistema lacustre fue contribuida por balsas jaulas, actividad que dejó de funcionar el año 2010. Las precipitaciones del año 2016 fueron reducidas, conllevando a una baja incorporación de nutrientes desde la cuenca al lago a través de escorrentía.

En el lago Popetán se evidenció una columna de agua homogénea, condición característica de lagos monomícticos templados en época de invierno (Wetzel 2001). La temperatura y oxígeno presentaron pequeñas diferencias en relación a estudios anteriores para la misma época del año (Prado-Fiedler *et al.* 1999). En el caso de los nutrientes, las concentraciones de nitrógeno total y fósforo total se encontraron en el rango establecido para el estado oligotrófico, aunque las concentraciones registradas para ambos nutrientes fueron muy cercanas al límite del siguiente estado trófico. Al compararlas con lo obtenido por Prado-Fiedler *et al.* (1999) en igual época del año, las concentraciones de NT y PT en el lago Popetán fueron mayores a lo registrado en este estudio, con concentraciones cercanas al doble de lo actualmente registrado, esto podría deberse al mayor ingreso de nutrientes por las actividades desarrolladas en épocas previas.

En el lago Popetán, al igual que en la III Etapa de este proyecto (Pesse *et al*. 2017), las criptomonas fueron un componente importante del fitoplancton, considerando que este sistema lacustre presentó una alta proporción de materia orgánica en el sedimento, es esperable que este lago presente organismos capaces de consumir materia orgánica, como las criptomonas las cuales son fagótrofas (Reynolds 2002). De acuerdo a Padisák 2009, esta especie suele encontrarse en ambientes someros, enriquecidos con nutrientes y con escasez de luz. Este lago se encuentra cercano a la ciudad de Quemchi, la que en mayo de 2017 presentó problemas de abastecimiento de

agua potable, producto de que se encontraron enterobacterias en el agua potable. Se destaca ésto para indicar la importancia de preservar este lago ante la eventual necesidad de abastecimiento de agua a la ciudad de Quemchi.

Basados en el análisis de trofía para el lago Popetán, se obtuvo que este lago posee una condición distrófica, estado relacionado a elevadas contribuciones alóctonas (Williamson *et al*. 1999), caracterizadas por ser muy difícil de degradar, además de conferir coloración a sus aguas (Kirk 2011). Lo que se ve reflejado en los análisis de DOC, donde sobre el 89 % de las contribuciones son asociadas a un origen alóctono, a diferencia de los reportado por Pesse *et al*. (2017) en época de verano, donde las concentraciones de DOC fueron menores y se encontraron compuestas mayoritariamente por el componente autóctono. Estas diferencias podrían indicar una variabilidad estacional, ya que se espera que en época de invierno las contribuciones alóctonas sean mayores, producto del aumento en las precipitaciones.

Los sedimentos estuvieron compuestos en su totalidad por fango y evidenciaron elevada materia orgánica (> 64 %) y bajo pH, concordado con lo reportado por Prado-Fiedler *et al* (1999). Sin embargo, según lo registrado por Pesse *et al*. (2017), el sedimento se encontraba compuesto casi en su totalidad por arena, esta diferencia radica en un error analítico de la tercera etapa (Pesse *et al*. 2017). Por otra parte, contrario a lo esperado para la elevada materia orgánica en los sedimentos, todos los valores de redox fueron positivos. Esto podría deberse a que la materia orgánica contribuida al sedimento supera la capacidad de ser degradado, esto se puede asociar a una inhibición de la actividad bacteriana producto de un pH más ácido del sedimento o que materia orgánica posee características muy recalcitrantes (Wetzel 2001).

**Lago Huillinco**

El lago Huillinco posee una cuenca de gran tamaño (567,3 $km^2$), la más grande de los lagos Chilotes en estudio, donde se encuentran incluidas las cuencas correspondientes a los lagos Tarahuín y Tepuhueico. Los resultados obtenidos distan un poco de lo obtenido en estudios pasados (Campos *et al*. 1997, Pesse *et al*. 2017), relacionado a un análisis más detallado en la delimitación de la cuenca en el actual estudio. De acuerdo al uso de suelo, el mayor aporte de fósforo al lago Huillinco estuvo dado por praderas, a pesar que la mayor cobertura del suelo es compuesta por bosque nativo (67 %). En tanto, las actividades que mayormente han aportado con fósforo han sido las balsas jaulas, junto con una piscicultura que aún está vigente. En el lago Huillinco los cultivos de salmónidos en balsas jaulas dejaron de operar a partir del 2013.

El lago Huillinco ha sido descrito como un lago meromíctico (Villalobos *et al*. 2003), categoría atribuida a lagos que nunca se mezclan completamente, originándose por un marcado gradiente en la conductividad (Wetzel 2001). Presenta en superficie bajos valores de conductividad (< 4.588 µS/cm), para aumentar alrededor de los 6 m, hasta alcanzar valores que superaron los

30.000 µS/cm, en donde de acuerdo a la clasificación del parámetro de salinidad del Parlamento Europeo (2000) 52 % de la columna de agua del lago Huillinco se considera agua de mar oligohalina (entre 17 y 30 PSU). Esta situación desencadena una columna de agua estratificada, con marcadas diferencias en temperatura y oxígeno entre el estrato superficial y profundo, evidenciándose una termoclina invertida, producto que el calor ingresado es atrapado por el estrato profundo (Wetzel 2001). En tanto el oxígeno, presenta elevadas concentraciones en superficie para después descender drásticamente, alcanzando concentraciones mínimas de oxígeno en el estrato más profundo. Los valores de temperatura y oxígeno fueron similares a lo reportado en estudios previos en igual estación del año (Campos *et al*. 1997, Pesse *et al* 2016).

En relación a los nutrientes, el nitrógeno total en los primeros metros (~ 0 - 10 m) se encontró dentro del rango establecido para una condición oligotrófica, no obstante, las concentraciones registradas en el estrato más profundo fueron muy elevadas, alcanzando los valores más altos de todos los lagos en estudio. En los puntos más profundos de muestreo las concentraciones de $N\text{-}NO_3$ se encontraron bajo el límite de detección y/o presentaron interferencias al momento del análisis, sin embargo debido a la escasa disponibilidad de oxígeno en aquellas profundidades nos hace suponer que el proceso de nitrificación se encuentra restringido (Wetzel 2001). En tanto, las concentraciones de PT fueron elevadas en toda la columna de agua, pero fundamentalmente en profundidades mayores a ~ 20 m. En general, las concentraciones registradas fueron similares a los rangos obtenidos en igual época del año por Pesse *et al*. (2016), pero presentaron grandes diferencias con el estudio realizado por Campos *et al.* (1997), en el cual se registraron concentraciones aún más elevadas de nitrógeno y fósforo (en profundidades intermedias). El origen de estas diferencias es desconocido, así que se hace necesario un análisis en profundidad de estas diferencias, para descartar errores de tipo metodológico y/o de análisis. Por lo demás, las elevadas concentraciones de nutrientes y escasez de oxígeno en capas más profundas podría estar asociado a múltiples factores, como lo son el tamaño de la cuenca, elevadas contribuciones, elevada materia orgánica y su posterior degradación, influencia marina, escasa circulación de la capa profunda, entre otros.

Los organismos fitoplanctónicos indicaron una condición ambiental heterogénea, siendo tres los grupos representativos: diatomeas, charofitas y cianobacterias. En la estación de muestreo más cercana al pueblo de Huillinco se registraron mayores niveles de clorofila *a* que en el resto de las estaciones muestreadas, y una abundancia significativa de la cianobacteria *Dolichospermum floss aquae*, no presentando riesgos para actividades recreativas, ni de potabilización de acuerdo a la OMS (Chorus & Bartram 1999), ya que el biovolumen de estas cianobacterias estuvo muy por debajo de 0,2 $m^3$/ L. Cabe destacar que en algunas de las estaciones de fondo no se registraron organismos o en bajo número, lo que indicaría un ambiente hostil que dificulta la aparición de microorganismos fotosintetizadores, de acuerdo a lo postulado por Reynolds 2002. Respecto a los grupos funcionales del fitoplancton, este ambiente adverso estaría favoreciendo a la proliferación de

otros microorganismos más aptos para las condiciones imperantes. De este modo, en verano de 2016 (Pesse *et al.* 2017) se reportó la presencia de euglenofíceas generalmente en las estaciones de fondo, organismos heterótrofos que habitan ambientes ricos en materia orgánica en descomposición, capaces de alimentarse de material soluble y particulado (Bellinger & Sigee 2010). Este lago presenta una condición altamente vulnerable y perturbada. El cuerpo de agua es un sumidero de su cuenca, además se desconoce actualmente cual es el tiempo de residencia de las densas aguas del fondo.

El análisis del sedimento en el lago Huillinco evidenció una condición muy alterada, la mayoría de los valores obtenidos para materia orgánica, redox y pH se encontraron sobre los límites de aceptabilidad establecidos por el Reglamento Ambiental para la Acuicultura (RAMA), condición que no ha mejorado según registros previos (Pesse *et al*. 2016, 2017). En relación a la granulometría del sedimento, en estaciones con mayor circulación los sedimentos se encontraron conformados principalmente por arena, mientras que en estaciones más profundas y con escasa circulación los sedimentos estuvieron compuestos en su mayoría por fango.

**Lago Cucao**

En relación a los diferentes usos de suelo en la cuenca del lago Cucao, las mayores contribuciones de PT provienen de la cobertura de bosque nativo, considerando que los aportes fueron bajos en relación a lo registrado en otras cuencas de lagos Chilotes. Además, los ingresos fueron menores al compararlos con lo obtenido por Pesse *et al*. (2017), producto de las bajas precipitaciones durante el 2016. Mientras que, al analizar las contribuciones directas, las mayores fueron realizadas por balsas jaulas, a pesar que su funcionamiento se detuvo el año 2008, y seguido por las provenientes de la población.

El lago Cucao evidenció una columna de agua estratificada, presentando una termoclina invertida y concentraciones muy bajas de oxígeno pasado los 10 m, similar situación ha sido observada en otras investigaciones para esta época del año (Campos *et al.* 1997, Pesse *et al*. 2016). La estratificación del lago Cucao se encuentra asociada principalmente a la influencia de agua de origen marino, que al poseer mayor densidad que el agua dulce limita la mezcla de la columna de agua. A partir de ésto y de los registros obtenidos, el lago Cucao ha sido descrito como meromíctico (Campos *et al*. 1997, Villalobos *et al* 2003, Pesse *et al*. 2016), sin embargo en el estudio de Pesse *et al*. (2017) registraron una columna de agua completamente mezclada en primavera, por lo tanto para definir sus patrones de funcionamiento y la categoría a la que pertenece, se requiere analizar con mayor frecuencia la columna de agua.

En relación a los nutrientes, las concentraciones de NT se encontraron todas dentro del rango de la oligotrofía. Situación similar fue reportada por Pesse *et al.* (2016) para igual época del año, aunque las concentraciones fueron mayores a lo actualmente obtenido. Mientras que las

concentraciones de PT fueron elevadas dentro del rango mesotrófico-eutrófico, mayores a los registrado por Pesse *et al*. (2016) (ultraoligotrófico-oligotrófico). Por otra parte, al comparar nuestros resultados de NT y PT con los informados por Campos *et al.* (1997) existen grandes diferencias, de las que desconocemos su origen, por tanto, se requiere de un análisis en profundidad para descartar algún desacierto metodológico y/o analítico.

La distribución de abundancias de organismos fitoplanctónicos fue más homogénea en el lago Cucao que el lago Huillinco a pesar de estar conectados por el canal Caldera, aun cuando los principales grupos fitoplanctónicos fueron los mismos (diatomeas, charofitas y cianobacterias), el Cucao presentó una menor variación en el número y riqueza de especies, lo que estaría asociado a que la columna de agua del lago Cucao presenta mayor capacidad de mezcla que en lago Huillinco. Los indicadores de biomasa de cianobacterias (*Dolichospermum floss aquae)* fueron inferiores a los niveles de vigilancia que establece la OMS (Chorus & Bartram 1999), a pesar de presentar una abundancia relativa significativa, superior al 5 %, dado el bajo biovolumen que le confiere su pequeño tamaño y bajo número de células. Si bien no implica alerta por riesgo de toxicidad, esta microalga está indicando que el ambiente es apto para sustentar poblaciones de este tipo de organismo, y que, de producirse las condiciones ambientales adecuadas de irradianza, temperatura, estabilidad de la columna de agua y disponibilidad de nutrientes, podría generarse una floración algal nociva.

Las concentraciones de DOC fueron elevadas, indicando el análisis de PARAFAC un elevado origen alóctono del carbono, a diferencia de los registrado en época de verano, donde el DOC se encontró conformado principalmente por la componente autóctona (Pesse *et al*. 2017), evidenciando una posible variabilidad estacional en la composición del DOC en el lago Cucao. Sin embargo, según el análisis realizado de trofía para lago Cucao, este poseería una condición mixotrófica, estado trófico asociado a lagos con elevadas contribuciones de origen alóctono (representado por el color) como de carbono autóctono (representado por PT).

En relación al sedimento, en general la materia orgánica evidenció una condición alterada, encontrándose la mayoría de los valores sobre los límites de aceptabilidad establecidos para el RAMA. Similar condición ha sido registrada por estudios previos (Pesse *et al*. 2016, 2017). Sin embargo, la mayoría de los valores de redox y pH se encontraron dentro de los límites de aceptabilidad, lo que tal vez estaría asociado a una baja degradación de materia orgánica, o características recalcitrantes del sedimento (Wetzel 2001).

**Lago Tarahuín**

En el lago Tarahuín el balance hidrológico reflejó una baja escorrentía, asociado a la baja pluviosidad del año 2016. Por tanto, el ingreso de nutrientes fue menor en comparación a otros años con mayor pluviosidad (Pesse *et al*. 2017). De acuerdo al uso de suelo de la cuenca, el mayor

aportante de fósforo al lago proviene de usos de suelos asociados a praderas, sin embargo, las actividades que mayormente han contribuido con nutrientes al sistema lacustre han sido históricamente las balsas jaulas.

El lago Tarahuín ha sido descrito como un lago monomíctico templado (Campos *et al*. 1997, Villalobos *et al*. 2003, Pesse *et al*. 2017), condición que se refleja en su columna de agua homogénea para un otoño avanzado, donde la columna de agua ya se encuentra completamente mezclada. La temperatura y oxígeno presentaron valores similares a lo anteriormente reportado (Campos *et al.* 1997).

Con respecto a las concentraciones de NT en el lago Tarahuín, se encontraron mayoritariamente dentro del rango oligotrófico, a excepción de las mayores profundidades, que presentaron concentraciones muy elevadas. Para el caso del PT, se registraron concentraciones muy altas en toda la columna de agua, pero principalmente en máximas profundidades. Las concentraciones obtenidas en este estudio son similares a las reportadas con anterioridad para igual época del año (Campos *et al.* 1997), salvo por las concentraciones registradas en profundidades máximas de las estaciones C1 y 100521, lo que podría estar relacionado con un posible error de muestro, como por ejemplo que en la toma de muestras del fondo se haya incluido material de resuspensión del sedimento.

Dentro de los organismos fitoplanctónicos se destaca la dominancia de grandes diatomeas *Aulacoseira granulata* y *A. varians*, las cuales estarían indicando que este ambiente presenta una buena provisión de nutrientes (Reynolds 2002). Así también se reportaron cianobacterias del género *Dolichospermum,* mayoritariamente *D. floss aquae*, las cuales no superarían niveles de alerta para actividades recreativas ni de potabilización, de acuerdo a los niveles de biomasa de cianobacterias establecidos por Chorus & Bartram (1999). En la tercera etapa del proyecto (Pesse *et al*. 2017) se reportaron altos valores de densidad celular de *Dolichospermun circinalis* (más de 2.000.000 cél/L) y concentración de clorofila *a* superior a 1 ug/L, aunque con un biovolumen menor a lo establecido por la OMS (Chorus & Bartram 1999) como nivel de alerta de vigilancia. No se registraron mayores biovolúmenes, ya que las células de *D. circinalis* son de pequeño tamaño y a pesar de estar en gran abundancia su biovolumen resulta ser bajo (Bonilla *et al.* 2016). Dado que no se cuenta con antecedentes que las aguas del lago Tarahuín se usen para ser potabilizadas, ni de presión por usos recreacionales, se establece como un antecedente de que el lago cuenta con la potencialidad de presentar floraciones en el futuro, ya que las poblaciones de cianobacterias que hemos pesquisado en esta ocasión, como con anterioridad, tienen la capacidad de dejar sus acinetos o células diferenciadas de resistencia de cianobacterias, por lo cual al conjugarse las condiciones ambientales adecuadas (en gran medida por temperaturas sobre 24 °C por periodos de 4 días aproximadamente), es probable que se produzca una floración de cianobacterias.

En el lago Tarahuín, las concentraciones de DOC fueron elevadas, las que estuvieron compuestas mayoritariamente por contribuciones alóctonas, mientras que para época de verano el principal constituyente del DOC fue el carbono de origen autóctono (Pesse *et al*. 1997), reflejando variabilidad estacional en su composición. En tanto el análisis de trofía, contrario a lo esperado, indicó una condición eutrófica, debido a los bajos valores de color. Los bajos valores de color podrían estar asociados a las bajas precipitaciones registradas a la fecha del muestreo, precipitaciones que arrastran el material coloreado desde la cuenca al lago.

El sedimento del lago Tarahuín se caracterizó por poseer elevada materia orgánica, encontrándose todos los valores fuera de los límites de aceptabilidad del RAMA, caso contrario es lo que sucede con los valores de redox. Esta situación podría asociarse a una baja actividad bacteriana, Wetzel (20001) sugiere que ésto puede ocurrir cuando el pH del sedimento es más acido inhibiendo la actividad bacteriana o cuando la materia orgánica es de difícil degradación, característica que poseen las contribuciones alóctonas (Kirk 2011).

**Lago Natri**

El cálculo del balance hídrico se realizó para un año que presentó muy baja pluviosidad (año 2016), por lo que los resultados de escorrentía e incorporación de nutrientes según uso de suelo fueron menores en comparación a otros años con mayor pluviosidad (Pesse *et al*. 2017), aumentando el tiempo de renovación calculado. De acuerdo al cálculo de la carga de fósforo según actividad, se registró que históricamente las balsas han sido los mayores contribuyentes de fósforo al lago.

En el lago Natri se registró un perfil representativo de lagos monomícticos templados para época de otoño (Wetzel 2001), donde la temperatura comienza a disminuir, generando que la termoclina vaya rompiéndose. Los valores y el comportamiento de temperatura y oxígeno en la columna de agua fueron similares a los reportados por Campos *et al.* (1997). Cabe destacar que existe una importante disminución de oxígeno alrededor de los 27 m, que podría asociarse a degradación de materia orgánica (Wetzel 2001).

En relación a los nutrientes, la mayoría de las concentraciones obtenidas de NT y PT se encontraron dentro de un estado oligotrófico. Sin embargo, se evidenció un incremento en las concentraciones a medida que aumentó la profundidad, comportamiento asociado a lagos con elevada productividad (Wetzel 2001). Para el caso del NT, en la última profundidad se registró una disminución del $N\text{-}NO_3$ e incremento de $N\text{-}NH_4$, asociado a la limitación de nitrificación por escasez de oxígeno (Wetzel 2001). Al comparar con estudios previos (Campos *et al*. 1997), las concentraciones de NT y PT de antaño fueron más elevados, cercanas al doble de lo actualmente registrado, el origen de estas diferencias podría estar asociado a las actividades antrópicas que en dicho periodo aportaron con gran cantidad de nutrientes. Por otro lado, se hace necesario un análisis

en profundidad de estas diferencias, para descartar desaciertos de tipo metodológico y/o de análisis. Sin embargo, al analizar las concentraciones de NT y PT a través del tiempo, se puede diferenciar una disminución desde la segunda etapa de este proyecto (Pesse *et al*. 2016) a la fecha.

En este cuerpo de agua se presentaron las mayores densidades fitoplanctónicas registradas en este estudio (salvo la estación E1 del lago Tepuhueico), superando un millón de células por litro, similares densidades se han reportado para lagunas eutróficas como la laguna de Aculeo (EULA 2011). Por otro lado, la estructura de la comunidad fitoplanctónica dominada por diatomeas de gran tamaño como *Fragillaria spp* y *Aulacoseira granulata* estarían indicando ambientes ricos en nutrientes (Reynolds *et al*. 2002). La componente fitoplanctónica estaría indicando una columna de agua con tendencia a la eutrofización.

En el lago Natri se registraron elevadas concentraciones de DOC, sin embargo, fueron las más bajas de todos los lagos Chilotes. Basados en el análisis de PARAFAC, el DOC estuvo compuesto principalmente por contribuciones alóctonas, sin embargo, presentó las mayores contribuciones de origen autóctono dentro de los lagos Chilotes, ésto puede estar asociado a las elevadas abundancias fitoplanctónicas registradas en este lago. Por otro lado, al comparar con lo obtenido por Pesse *et al*. (2017) para época de verano, se registra una clara variabilidad estacional. En tanto el resultado del análisis de trofía fue bastante variable, ya que se encontró distribuido dentro de los diferentes estados tróficos.

En relación a los sedimentos, la mayoría de los registros de materia orgánica y pH se encontraron fuera de los límites de aceptabilidad del RAMA. En tanto, los valores de redox se mantuvieron dentro de estos límites. Ésto podría asociarse a una baja actividad bacteriana, ya sea por el pH más ácido del sedimento que inhibe la actividad bacteriana o por las características recalcitrantes de la materia orgánica (Wetzel 2001).

**Lago Tepuhueico**

El lago Tepuhueico posee una cuenca de drenaje de 159 $km^2$, la que se encuentra conformada por 31 subcuencas. Sin embargo, esto difiere de los antes reportado por Campos *et al.* (1997), quienes delimitaron una cuenca con una superficie de 182,1 $km^2$ constituida por 8 subcuencas. Estas diferencias pueden estar asociadas a los desarrollos tecnológicos que existen en esta área, que han permitido una mayor precisión en los análisis. La cobertura de la cuenca del lago Tepuhueico se encuentra representada principalmente por bosque nativo (90%), uso de suelo que realiza los mayores aportes de PT. Sin embargo, al incorporar otras actividades en este análisis, se registró que el cultivo de salmónidos en balsas jaulas fue el que mayormente ha contribuido con fósforo al lago en forma histórica. En relación al balance hidrológico, las precipitaciones en el año 2016 fueron escasas, lo que implica que la escorrentía y los aportes de fósforo al lago según uso de suelo debieran ser más bajos en comparación a años con mayor pluviosidad.

El lago Tepuhueico corresponde a un lago monomíctico templado (Wetzel 2001), situación que se vio reflejada en su columna de agua completamente mezclada. La temperatura y el oxígeno presentaron valores similares a los anteriormente reportados por Campos *et al.* (1997), para la época de invierno.

La mayoría de las concentraciones de nitrógeno total se encontraron dentro de los rangos correspondientes a una condición oligotrófica, con concentraciones levemente inferiores a lo reportado con anterioridad (Campos *et al.* 1997). En tanto, el fósforo total estuvo mayoritariamente dentro del rango mesotrófico, con concentraciones más elevadas a lo registrado en el estudio realizado por Campos *et al.* (1997). Para el caso del NT y PT, las concentraciones registradas en el estrato más profundo fueron notoriamente más elevadas, lo que podría atribuirse a un error de muestreo.

El fitoplancton del lago Tepuhueico presentó diferencias en la densidad celular, registrándose en la estación E1 80 veces más abundancia fitoplanctónica que en E2, lo cual podría deberse a un consumo activo por parte del zooplancton el cual estaría depredando sobre las poblaciones de fitoplancton de E2. De acuerdo a lo postulado por Kruk & Calliari (2013), los organismos con exoesqueleto de sílice, como lo son las diatomeas, serían principalmente depredadas por copépodos, lo cuales se presentaron en mayor abundancia en la estación E2.

En el lago Tepuhueico se registraron las mayores concentraciones de DOC de todos los lagos en estudios, que según el análisis de intensidad de fluorescencia se compuso principalmente por contribuciones de carbono de origen alóctono. Aunque el análisis del estado trófico del lago Tepuhueico a través del modelo conceptual nutriente color indicó una condición mixotrófica.

El sedimento en el lago Tepuhueico estuvo conformado en su totalidad por fango, con elevada materia orgánica y bajos valores de pH. Sin embargo, lo valores redox se encontraron dentro de los límites de aceptabilidad del RAMA. Wetzel (2001) plantea que en sedimentos donde el pH es más acido se puede inhibir la actividad bacteriana o cuando el sedimento es recalcitrante es de difícil degradación bacteriana.

**Lago San Antonio**

El lago San Antonio reflejó una columna de agua completamente homogénea, condición característica de lagos monomícticos templados para la estación de invierno (Wetzel 2001). Mientras que los rangos en que se distribuyeron la temperatura y el oxígeno fueron similares a lo reportado por Prado-Fiedler *et al.* 1999.

Las concentraciones de nitrógeno total como de fósforo total se encontraron dentro del rango establecido para una condición oligotrófica. En relación a estudios previos, las concentraciones de NT fueron diferentes a lo obtenido con anterioridad (Prado-Fiedler *et al.* 1997), los que reportaron concentraciones cercanas al doble de lo registrado en el actual proyecto. Mientras

que el fósforo total fue similar a los rangos obtenidos de estudios anteriores para igual estación del año (Prado-Fiedler *et al.* 1999).

El fitoplancton en el lago San Antonio presentó diferencias entre las estaciones de muestreo, tanto en densidad celular como en la estructura de la comunidad fitoplanctónica. Esta diferencia podría ser atribuida a procesos de acumulación de microorganismos por advección, producto del viento imperante (Sommer 1986), se habrían acumulado en el área sur (estación E2). La dominancia de *Aulacoseira distans* en E1 y *Criptomas spp* en E2, estarían indicando un ambiente con buena provisión de nutrientes y niveles suficientes de materia orgánica como para sustentar estos microorganismos, de acuerdo a lo planteado por Reynolds 2002 y Padisák 2009.

En el lago San Antonio, el DOC estuvo conformado mayoritariamente por su componente alóctono. Aquello se reflejó en su estado trófico, ya que a través del modelo conceptual se evidenció una condición distrófica, estado trófico asociado a mayores contribuciones de carbono provenientes desde la cuenca (Williamson *et al.* 1999).

El análisis del sedimento en el lago San Antonio evidenció una condición bastante alterada, estuvo conformada en su totalidad por fango, mientras que la materia orgánica fue muy elevada y el pH bajo. No obstante, los valores de potencial redox en los sedimentos se encontraron todos dentro de los límites de aceptabilidad del RAMA. Esto puede originarse porque el pH ácido del sedimento podría inhibir la actividad bacteriana, o la materia orgánica que compone el sedimento es de difícil degradación (Wetzel 2001).

**Lago Yelcho**

En el lago Yelcho, los valores de transparencia fluctuaron entre la oligo y mesotrofía; el nitrógeno total en su totalidad presentó un estado ultraoligotrófico; el fósforo total tendió a ultra y oligotrofía, salvo en la estación control situada en la parte central del lago que presentó valores mesotróficos. La clorofila *a* indicó un estado generalmente ultraoligotrófico, a oligrotófico en algunos casos. Los resultados obtenidos en la III y IV etapa del proyecto de los parámetros NT, PT y clorofila *a* indicaron que el lago aún se encuentra en estado de ultraoligotrofía, salvo la transparencia que se caracterizó por un estado de mesotrofía en la III etapa, lo cual podría haber sido afectado por la turbidez o sólidos totales y disueltos aportados por la influencia glacial.

Este sistema acuático está dominado por diatomeas de gran tamaño. Se observaron diferencias entre las estaciones de la parte media del lago en las cuales predominaron las diatomeas, y en las estaciones más cercanas al principal afluente se observó una mayor abundancia de clorofíceas, y cercano al efluente se registró un aumento en la densidad de cianobacterias, posiblemente debido a la forma de la desembocadura que presenta un remanso que posibilitaría el asentamiento de colonias de *Dolichospermum*. La predominancia de las diatomeas en el lago Yelcho concuerda por lo reportado por Soto (2002). Se observó en los análisis cualitativos la presencia de

una célula de *Didymosphenia geminata*, si bien esta microalga no presentó contenido celular (inviable), su presencia nos estaría indicando la necesidad de utilizar las medidas precautorias para evitar su dispersión desde y hacia los centros de cultivo que operen en este lago, ya que células viables podrían transportarse en los traslados de peces o artefactos utilizados en el cultivo.

**Lago Riesco**

De acuerdo a los valores de transparencia, se caracterizaron éstos por un estado mesotrófico a eutrófico. En tanto, las concentraciones de fósforo total estuvieron bajo el límite de detección, y la clorofila *a* presentó valores ultraoligotróficos.

Los parámetros de trofía evaluados en la III y IV etapa del proyecto indicaron que las concentraciones de NT varían entre el estado de ultra a oligotrofía, mientras que los resultados de PT y la clorofila *a* indicaron un estado de ultraoligotrofía, no así la transparencia, que registró valores dentro del rango de la mesotrofía, incluso se registraron valores considerados eutróficos. Posiblemente la transparencia en condiciones meso – eutróficas se haya producido por efecto de la turbidez o cantidad de sólidos totales presentes en el agua producto de las aguas de deshielos que alimentan este cuerpo de agua.

El ensamble fitoplanctónico dominado por diatomeas (*Tabellaria fenestrata, Fragillaria crotonensis, Aulacoseira granulata* y *Synedra sp)*, junto con desmidos (*Cosmarium* y *Staurastrum*) estarían indicando un ambiente con buena provisión de nutrientes de acuerdo a lo postulado por Reynolds *et al.* (2002). Se destaca la relativa homogeneidad en la distribución de abundancias del fitoplancton dentro del lago.

**Lago Sofía**

Este somero y pequeño lago, presenta la influencia humana a través de tres actividades principales en su cuenca: acuicultura, turismo y asentamientos humanos. Los aportes de agua durante el periodo de muestreo que observamos fueron mínimos y son de carácter discontinuo. La transparencia presentó valores considerados mesotróficos, mientras que el nitrógeno registró valores oligotróficos. El fósforo total se consideró oligotrófico con tendencia a la mesotrofía, y la clorofila *a* indicó valores ultraoligotróficos, similar a lo reportado por Prado-Fiedler *et al.* (1999).

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.

La situación y vulnerabilidad del lago Sofía es alta, por su pequeño tamaño, baja profundidad, y régimen hidrológico proveniente mayoritariamente de la nieve caída en el cerro, por lo que se recomienda no utilizar este lago para realizar actividades antrópicas *in situ*.

Si bien las INFAs parecen describir en general que los sedimentos y columna de agua de los diferentes lagos muestreados en este proyecto son caracterizados en general como en buen estado según la normativa chilena (RES. 3612 del 2014), los lagos chilotes se acercan más a los descritos por Parra *et al*. (2003) como lagos de la cordillera de Nahuelbuta presentando mayor concentración de materia orgánica, fósforo y nitrógeno, mientras que los Araucanos son menos oligotróficos que los caracterizados por Palau & Caputo (2013) para las masas de agua continentales de Huinay. La falta de regularidad de las INFAs, a diferencia de un programa de seguimiento, no nos permite inferir diferencias estacionales o anuales como las descritas por Temporetti *et al.* (2014) para lagos oligotróficos, ni tampoco apreciar las tendencias mediante una serie temporal, solo dándonos indicaciones puntuales de cómo se encuentra la columna de agua y los sedimentos asociados a la acuicultura para determinar si el centro se mantiene en funcionamiento o debe "descansar". La falta de trazabilidad en la entrada de materia orgánica y otros nutrientes como el fósforo a los sistemas lacustres, especialmente en los Chilotes, tampoco nos permite asegurar que la procedencia del material sedimentario bajo los centros de cultivo sea en su totalidad debido a la actividad acuicultora, sino que más bien parece ser resultado de una condición natural de los sistemas, que se ve agravada por la actividad antrópica asociada a las cuencas de estudio como la actividad forestal, agrícola y urbana (Smith *et al.* 1999). Si bien los lagos Araucanos son oligotróficos, éstos también se ven afectados en cuanto a nutrientes y materia orgánica en sedimentos debido a las actividades de la cuenca donde están emplazados. A esto podemos sumar la actividad acuícola en lugares puntuales que por lo general se caracterizan por ser lugares de baja energía como bahías o ensenadas, donde la sedimentación de materia es mayor que en lugares de más energía, encontrándonos con acumulación de materia orgánica en sedimentos y altos niveles de nutrientes en la columna de agua y sedimentos (diagrama de Hjulstrom 1935), lo que puede dar lugar a largo plazo durante periodos de alta luminosidad, como en primavera y verano, a florecimientos algales que pueden alterar las tramas tróficas normales de los lagos (Temporetti *et al.* 2014, Smith *et al* 1999), afectando a futuro la disponibilidad de un recurso tan preciado como lo es el agua dulce.

Si analizamos cómo se comporta la temperatura en los diferentes lagos, apreciamos que las más amplias variaciones se obtienen en lagos someros como el Huillinco, Cucao y Natri. Si bien hay un efecto estacional en todos los lagos muestreados, este efecto se magnifica debido a la baja profundidad de los lagos chilotes en estudio. A pesar que el pH se mantiene entre 6 y 8 en casi todos los lagos muestreados, se aprecia cierta variación dentro de cada lago debido a la

estacionalidad de los muestreos realizados. Por otra parte, la conductividad de los lagos Huillinco y Cucao es elevada en comparación a los restantes lagos, debido a su influencia marina, donde se forma una cuña de agua salada en la parte profunda mientras que en la parte superficial es dominante el agua dulce. Al igual que la conductividad, la concentración de oxígeno en la columna de agua tiene sus mayores variaciones en los lagos Huillinco y Cucao, donde en la superficie se encuentran las aguas más oxigenadas y en la zona profunda se encuentran las zonas más anóxicas, ésto debido a la gran cantidad de materia orgánica del sistema lacustre, que fomenta la descomposición debido a la actividad bacteriana, disminuyendo la concentración de oxigeno de la columna de agua. La topografía de este complejo de lagos también juega un papel importante en la circulación y ventilación de las masas de agua donde constricciones y fosas hacen que determinadas secciones sean menos propensas a circular y ventilarse, disminuyendo las concentraciones de oxígeno de la columna de agua en las zonas as profundas.

Las concentraciones de clorofila *a*, si bien no son notoriamente mayores en los lagos chilotes, sí se marca una tendencia especialmente en los lagos Tepuhueico y Tarahuín. No se aprecia diferencia debido a la estacionalidad del muestreo en los diferentes lagos muestreados.

En general, los nutrientes de la familia del nitrógeno ($NH_4$, $NO_3$, $NO_2$ y NT) y del fósforo ($PO_4$ y PT), ven sus mayores concentraciones en los lagos chilotes especialmente en el complejo lacustre Huillinco-Cucao, donde debido a los bajos niveles de oxígeno de la columna de agua el ciclo del nitrógeno se ve interrumpido, acumulándose en la columna de agua.

Los análisis de Cluster, NMDS y Adonis en general nos muestran la existencia de diferencias en cuanto a las características físico-químicas y de nutrientes de los lagos Chilotes respecto a los lagos Araucanos, y ésta misma diferencia tiene como consecuencia diferencias en las concentraciones de clorofila *a* de la columna de agua, pero debe hacerse notar que debido a lo somero de los lagos Chilotes en comparación con los lagos Araucanos, y a que se utilizó la concentración promedio del perfil realizado en cada estación de la columna de agua puede ésto influir sobre los resultados.

El análisis de Boxplot del índice de diversidad de Shannon-Wienner nos muestra diferencias estacionales dentro de los lagos, las que se pueden atribuir a los ciclos naturales de proliferación de algunas especies de fitoplancton en época de primavera, pero también el análisis de varianza nos muestra interacción entre el año de toma de muestras y el lago en que se toma la muestra, por lo que la diversidad comunitaria de fitoplancton depende tanto del lago como del año en que se muestreo.

Análisis de Cluster y NMDS de la abundancia fitoplanctónica nos muestra una clara separación de los lagos Chilotes frente a los Araucanos donde las mayores abundancias de algas se encuentran en los lagos someros de la isla de Chiloé y se produjeron durante el año 2016.

Algo similar a lo ocurrido con la diversidad fitoplanctónica, ocurre con la diversidad zooplanctónica, donde se aprecian variaciones dentro de cada lago atribuible a la estacionalidad, pero en general no hay diferencias entre los lagos.

Los análisis de NMDS y Cluster nos muestran que si bien aparentemente hay diferencias entre lagos Chilotes y Araucanos, ésta no es determinante, debido a la homogeneidad de las distancias que separan los lagos en el NMDS. El Cluster nos muestra la separación de los lagos Araucanos australes, como el Llanquihue y el Chapo, además del lago Patagónico Riesco, quedando para el resto de los lagos muestreados en los 3 años de trabajo agrupaciones sin definir. Análisis de Anova nuevamente implican interacciones entre los años de muestreo y lagos muestreados, por lo que análisis independientes no pueden llevarse a cabo.

# 6. CONCLUSIÓN

- En todos los lagos Araucanos la actividad de acuicultura (tanto balsas jaulas como pisciculturas) son el principal aportante de fósforo al cuerpo de agua, salvo en el lago Ranco donde el uso de suelo (bosque nativo) es el principal aportante, lo que se debe al gran tamaño de su cuenca. Los aportes de fósforo que provienen de las actividades antrópicas pueden ser manejados, no así, las de origen natural, como son los aportes de los bosques nativos. Tampoco se tiene incidencia sobre la cantidad de precipitación que hace escurrir los aportes hacia el lago.

- De acuerdo a las concentraciones de PT en la columna de agua, los lagos Araucanos estarían aún en un estado de oligotrofía. Sin embargo, los lagos Puyehue y Rupanco tienden a la mesotrofía. Por tanto, se refuerza la necesidad de tomar medidas paliativas, tales como: privilegiar actividades que contaminen menos, o con capacidad de emplear tecnologías eficientes en el tratamiento de RILES; reducción de producción en balsas jaulas; mejoramiento de tratamiento de RILES en pisciculturas; mejorar fiscalización de RILES en pisciculturas, entre otros.

- Si bien el lago Llanquihue se encuentra en estado de oligotrofía, se considera que estaría presentando una fase de acumulación, y dado el alto tiempo de renovación que sus aguas presentan, los cambios se producen de manera silenciosa hasta alcanzar valores exponenciales, en donde la recuperación en todos los casos es difícil.

- Los lagos Araucanos son cuerpos de agua de relevancia estratégica, que dadas sus características de naturaleza integradora, lenta tasa de renovación y complejidad de sus interacciones se vuelven extremadamente vulnerables a sufrir cambios prácticamente irreversibles. Es por ello, que se debe aprender de ejemplos a nivel mundial, reforzando que el conocimiento científico a través del monitoreo continuo es de vital importancia, desarrollando indicadores y estudios analíticos que anticipen dichos problemas. Sólo a través de un sistema preventivo se reducen costos y tiempo asociados a la recuperación ambiental. Como sociedad debemos enfrentar en forma colectiva e integradora un manejo sustentable, respetuoso, equitativo y racional que ponga de manifiesto el resguardo de estos cuerpos de agua en forma intergeneracional.

- En las cuencas de los lagos Chilotes, en la mayoría de los casos la principal cobertura del suelo se encuentra asociada a bosque nativo, sin embargo, las mayores contribuciones de fósforo desde los usos de suelo no provienen tan solo de bosque nativo, además los aportes originados de las praderas son importantes. Al realizar el análisis de todas las cargas al lago la mayoría de las contribuciones provienen desde las actividades de acuicultura, a pesar que en la mayoría de estos lagos estas actividades cesaron. Y en relación al balance hidrológico,

debido a las bajas precipitaciones registradas en el año 2016, todas las contribuciones asociadas a escorrentía fueron menores a las obtenidas con anterioridad.

- En relación a la concentración de nutrientes, en la mayoría de los casos el nitrógeno total se encontró dentro de una condición oligotrófica, exceptuando los lagos Huillinco y Cucao. Mientras que en su mayoría el fósforo total presentó elevadas concentraciones o estuvo al límite de cambiar su condición oligotrófica. En cuanto el estado trófico de los lagos Chilotes, en general su condición osciló entre un estado distrófico y mixotrófico.

- El análisis del carbono orgánico disuelto en los lagos Chilotes reflejó una variabilidad estacional asociado a su origen, predominando el origen alóctono en época de invierno, mientras que en verano el origen es principalmente autóctono.

- Con respecto a los sedimentos, la mayoría estuvo conformado por fango y arena, presentando elevados porcentajes de materia orgánica, principalmente en los lagos que están conformados en su totalidad por fango. En la mayoría de los lagos Chilotes la materia orgánica fue muy elevada y el pH fue bajo, en tanto el redox se encontró dentro de los límites establecidos por el RAMA, situación posiblemente asociada a baja actividad bacteriana.

- Para el caso de los lagos Chilotes, debido a las características y condiciones anteriormente expuestas creemos que es necesario realizar un análisis integrado de las cuencas, en donde se incluyan a todos los involucrados. Donde las actividades de origen antrópico sean analizadas y limitadas, mientras que las actividades de acuicultura deberían ser suspendidas en su totalidad. Por lo demás, el conocimiento acerca del funcionamiento de los lagos Chilotes es escaso, lo que limita la toma de decisiones relacionado a estos cuerpos de agua.

- Por otra parte, en la Isla de Chiloé la disponibilidad del recurso hídrico es escaso, y se encuentra asociada a las precipitaciones y su posterior almacenamiento en humedales y/o lagos, en ausencia de contribuciones provenientes desde los deshielos, como ocurre en el continente. Por lo tanto, creemos que se requiere resguardar y restaurar estos sistemas, por su función fundamental como almacenador hídrico, aún más en un escenario de cambio climático, donde se ha pronosticado escases de las precipitaciones.

- Para el caso de los lagos Huillinco y Cucao, a pesar que del análisis de cuenca y su delimitación, ambas cuencas se encuentran separadas, se considera adecuado abarcarlos como un solo sistema, ya que existe un flujo constante entre ambos lagos a través del canal Caldera. Por lo que sugerimos que estos cuerpos de agua sean considerados uno solo y por lo tanto su cuenca también.

- Los indicadores de biomasa de cianobacterias de la OMS, fueron generalmente bajos en todos los lagos estudiados, se considera que el uso de la metodología de la OMS es una

buena opción para evaluar el posible riesgo asociado a cianotoxicidad. En esta primera aproximación para estimar el riesgo de toxicidad en el estudio, se colectaron y analizaron muestras integradas de columna de agua para obtener solo una muestra por estación, cuyo objetivo primario fue conocer la diversidad y distribución de abundancias del fitoplancton en la columna de agua y no se analizaron muestras en un estrato discreto, por ello se podría haber producido un efecto de dilución si las cianobacterias se hubiesen encontrado en una o algunas de las muestras discretas colectadas y posteriormente integradas. Esto indicaría que los valores expuestos de densidad celular y biovolumen de cianobacterias, estarían subestimados con fines de establecer riesgo. Por ello, se considera que el riesgo de cianotoxicidad para los lagos Ranco, Rupanco, Llanquihue, Natri, Tarahuín, Huillinco, Cucao y Yelcho, en cuyas estaciones de muestreo donde se encontraron abundancias significativas de cianobacterias, debe considerarse bajo, y no nulo, además de que solo podría ser considerado nulo, en aquellos lagos o estaciones de muestreo donde no haya registro de abundancias significativas de cianobacterias (Puyehue, Popetán y Chapo). Así también la mayoría de las cianobacterias registradas fueron organismos filamentosos de pequeño tamaño celular, lo cual les confirió un bajo biovolumen, en el caso de dominar las especies con organización celular en colonias el biovolumen es considerablemente más elevado que una cianobacteria filamentosa o unicelular.

- Dado el bajo riesgo actual de cianotoxicidad confiere mayor fuerza a la necesidad del estado de Chile de mantener el buen estado ambiental de estos sistemas lacustres que aún se encuentran en buenas condiciones de calidad de agua a pesar de la intervención antrópica, ya que en la mayoría de los casos el agua de estos lagos podría ser utilizada para la potabilización de agua. El lago que presentó mayor riesgo de cianotoxicidad fue el lago Tarahuín, ya que durante la tercera y cuarta etapa del estudio se han presentado elevadas densidades de cianobacterias, y una floración tipo escamas donde se encontraron *Microcystis aeruginosa* y *Dolichospermum circinalis* a fines de mayo de 2016. Esta floración se habría disipado debido a las condiciones de baja temperatura ambiental y viento propias de principios del invierno. En condiciones de verano otoño donde se ha acumulado suficiente calor en el cuerpo de agua y existen las condiciones de nutrientes suficientes, las cianobacterias tenderían a dominar la estructura del fitoplancton, ya que presentan adaptaciones evolutivas que le confieren regulación de la flotabilidad, captación y reserva de nutrientes, pigmentos accesorios que mejoran la captación de luz solar, y formación de acinetos o células de resistencia y propagación que le permiten permanecer en el ambiente "dormidas" hasta que las condiciones del lago sean las adecuadas.

- Los niveles de los indicadores cuantitativos de biomasa de cianobacterias postulados por la OMS, mostraron que un bajo riesgo de toxicidad al utilizar estas aguas con fines recreativos y potabilización de agua, en lo que se refiere exclusivamente a cianotoxicidad. En este estudio, no se pesquisan otro tipo de elementos con toxicidad aguda o crónica, como metales pesados, dioxinas u otras sustancias xenobióticas que podrían causar daño a la salud. La mayoría de los lagos presentaron aguas con ausencia de olor, salvo en los lagos

Huillinco y Cucao donde se percibe un fuerte olor a azufre en las aguas bajo los 10 metros de profundidad, desconociendo los posibles efectos que puedan ocasionar estos compuestos sulfurados en la piel, ojos u otro órgano blanco. Por esto, se recomienda que estos lagos no vuelvan a ser utilizados para actividades de cultivo de salmónidos, y que se limite el ingreso de residuos líquidos industriales y domiciliarios a estos lagos.

# 7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Achurra, M., F. Núñez, F. Treviño, G. Valenzuela, I. Santelices, 2005. Aplicabilidad de J.I.T. al Sector Pesquero Chileno. VI Congreso Nacional de Investigación de Operaciones OPTIMA 2005, Valdivia, Chile.

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.

APHA (American Public Health Association), 2005. Standard methods for the examination of water & wastewater. 21 Ed. Washington, DC, New York.

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 E. G., D. C. Sigee, 2010. Freshwater algae: identification and use as bioindicators. 263 pp. ISBN 978-0-470-05814-5

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.

Bonilla, S., 2009. Cianobacterias Planctónicas del Uruguay. Manual para la identificación y medidas de gestión. Sylvia Bonilla (editora). Documento Técnico PHI-LAC, N° 16

Bonilla S., C. S´Anna, M. Pirez, B. Cembella, C. Piccini, B. Brena, 2016. Curso teórico practico: “Cianobacterias de ecosistemas límnicos Características generales, métodos de estudio y taxonomía”. Universidad de la República, Montevideo Uruguay.

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.

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 (Kahramanmaras-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., 1986. Alteraciones en lagos araucanos por aumento del ingreso de nutrientes. "Encuentro científico sobre el medio ambiente. CIPMA. 1: 76-84.

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 de los lagos Natri, Cucao, Huillinco, Tepuhueico y Tarahuín. Fondo de Investigación Pesquera (FIP), FIP-IT/96-54. Universidad Austral de Chile (UACH).

Campos, H., W. Steffen, G. Agüero, O. Parra, L. Zúñiga, 1987. Limnology of lake Riñihue. Limnologica (Berlin) 18:339-357.

Campos, H., W. Steffen, G. Agüero, O. Parra, L. Zúñiga. 1988. Limnological study of lake Llanquihue (Chile), morphometry, physics, chemistry, plankton and primary productivity.

Campos, H., W. Steffen, G. Agüero, O. Parra, L. Zúñiga, 1992. Limnological studies of lake Rupanco (Chile): Morphometry, physics, chemistry and primary productivity. Archiv für Hydrobiologie (Supplement) 90: 85-113.

Campos, H. W. Steffen, J. Arenas, 1984. Antecedentes de los lagos Villarrica, Riñihue, Ranco y Llanquihue. Dirección General de Aguas (DGA), Universidad Austral de Chile (UACH). 99 páginas.

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.

CENMA (Centro Nacional del Medio Ambiente), 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”.

Chorus I., J. Bartram, 1999. Toxic Cyanobacteria in Water:, A guide to their public health consequences, monitoring and management. University of London. 400 pp.

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.

Cuthbert, I., P. del Giorgio, 1992. Toward a standard method of measuring color in freshwater. Limnol. Oceanogr., 37(6): 1319-1326.

David, C.P.C., Y.Y. Sta Maria, F.P. Siringan, J.M. Reotita, P.B. Zamora, C.L. Villanoy, E.Z. Sombrito, R.V. Azanza, 2009. Coastal pollution due to increasing nutrient flux in aquaculture sites. Environmental Geology 58: 447 - 454.

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.

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 Researche Scientific, París, 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.

EULA (Centro de Ciencias Ambientales EULA- Chile), Universidad de Concepción. 2011. Informe Final "Análisis de fitoplancton en muestras de aguas". Concepción. Chile. 59 pp.

FAO, 2014. El estado mundial de la pesca y la acuicultura. Departamento de Pesca y Acuicultura de la FAO, Organización de las Naciones Unidad para la Alimentación y la Agricultura, Roma, Italia. 274 pp.

Folk, R., P. Andrews, D. Lewis, 1970. Detrital sedimentary rock classification and nomenclature for use in New Zeland, New Zeland 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.

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.

Hillebrand, H., C. D. Dürselen, D. Kirschtel, D. Pollingher, T. Zohary, 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. J. Phycol. 35: 403–424.

Hjulstrom, F., 1935. Studies of the morphological activity of rivers as illustrated by the River Fyris. Inaugural Dissertation in the University of California. Almqvist & Wiksells. 306 pages.

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 pro-vision ofmonitoring and management tools. Mar. Pollut. Bull. 56: 1618 – 1629.

Horne, A., C. Goldman, 1994. Lymnology. McGraw-Hill. 2 nd.574.

Howarth. RW., 1988. Nutrient limitacion of net primary production in marine ecosystems. Annual Review of Ecology and Sustematics 19: 898 - 910.

Hutchinson, G., 1957. A treatise on limnology. I. Geography, Physics and Chemestry. 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 Nº12.

Intendencia Región Aysén, 1979. Caracterización climática. Perspectivas de desarrollo de los recursos de la Región Aisén del General Carlos Ibáñez del Campo. Intendencia Región Aisén – SERPLAC Región Aisén – 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. 649 pp.

Koroleff, F., 1983. Determination of total phosphorus by alkaline persulphate oxidation. In: Grashoff, KM, Ehrhardt, M. Kremling, K (Eds), Methods of Seawater Analysis. Verlag Chemie, Wienheim, pp. 136-138.

Krammer, K., H. Lange-Bertalot, 1991. Bacillariophyceae 3. Teil. Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae, In: Süsswasserflora con 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. Sepktrum, Heidelberg & Berlin.

Kruk C., D. Calliari, 2013. Pastoreo del zooplancton sobre grupos funcionales basados en morfología del fitoplancton. Tesina Licenciatura en Cs. Biológicas. Universidad de la Republica Uruguay. Montevideo. 36 pp.

Lampert, W., U. Sommer, 2007. Limnoecology: The ecology of lakes and streams: Oxford, Oxford University Press, 336 p.

Ley Nº 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.

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.

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.

Ministerio del Medio Ambiente. Confederación Hidrográfica del Ebro, 2005. Metodología para el establecimiento el Estado Ecológico Según la Directiva Marco del Agua. Zaragoza España 43 pp

Mischke, U., S. Thackeray, M. Dunbar, C. McDonald, L. Carvalho, C. de Hoyos, M. Jarvinen, C. Laplace-Treyture, G. Morabito, B. Skjelbred, A.L. Solheim, B. Brierley, B. Dudley, 2012. 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, Gertrud. 1998. Prediction of annual and seasonal phosphorous concentrations in stratified and polymictic lakes. Limnol. Oceanogra., 43(7), 1998, 1544-1552.

OCDE (Organization for economic co-operation and development), 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., R. Godoy, y A. Sepúlveda. 1998. Water and nutrient fluxes in a cool temperate rainforest at the Cordillera de la Costa in southern Chile. Hydrological Processes 12: 1067-1077.

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.

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.

Padisák J., L. Crossetti, L. Naselli-Flores, 2009. Use and misuse in the aplication of the phytoplankton functional classification: a critical review wuth updates. Hydrobiologia. 624:1-19.

Palau, A., L. Caputo, 2013. Caracterización limnológica. De las masas de aguas continentales de Huinay (x región de Los Lagos, Chile). Informe Endesa.

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.

Parlamento Europeo. 2000. Directiva 2000/CE del Parlamento Europeo y del Consejo por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Texto conjunto aprobado por el Comité de Conciliación contemplado en el apartado 4 del artículo 251 del Tratado. Bruselas, 18 de julio de 2000. 41 p. más anexos.

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.

Parra, O., Valdovinos, C., Urrutia, R., Cisternas, M., Habit, E., M. Mardones, 2003. Caracterización y tendencias tróficas de cinco lagos costerosde Chile Central. Limnetica 22(1-2): 51-83.

Pesse, N., C. Oyarzo, C. Pérez, 2016. 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, 2017. 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).

Prado-Fiedler, R., G. Leighton, I. 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.

Pulatsü, S., 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.

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.

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.

Shurman, R., 2004. Fighting Frankenfoods: Industry Structures and the Efficacy of the Anti-Biotech Movement in Western Europe. Social Problems. 51(2): 243-268.

Smith, V., G. Tilman, J. Nekola, 1999. Eutrophycation: 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.

SCS (Soil Conservation Service), 1975. 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.

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. Fischeries research board of Canada.

Subiabre, A., C. Rojas, 1994. Geografía física de la región de Los Lagos. Ediciones Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile. 118 p.

Subpesca. 2016. Informe Sectorial de Pesca y Acuicultura. Departamento de Análisis Sectorial.

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.

Temporetti, P., L. Antonuk, F. Pedrozo, 2014. Características de los sedimentos de la Bahía Oriental del Lago Lácar afectado por la descarga de aguas residuales. Ecología Austral 24:294-303.

Tilman, D., S. Kilham, P. Kilham, 1982. Phytoplankton Community Ecology: The role of limiting nutrients. Annual Review of Ecology and Systematics 13: 349 - 372.

Thomasson, K. 1963. Araucanian Lakes. Plankton studies in North Patagonia with notes on terrestrial vegetation. Acta Phtytogeographica Suecica 47: 1- 141.

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.

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.

Webster K.E., P.A. Soranno, K.S. Cheruvelil, M.T. Bremigan, J.A. Downing, P.D. Vaux, T.R. Asplund, L.C. Bacon, J. Connor, 2008. An empirical evaluation of the nutrient-color paradigm for lakes, Limnology and Oceanography, 53, doi: 10.4319/lo.2008.53.3.1137.

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., D.P. Morris, M.L. Pace, O.G. Olson, 1999. Dissolved organic carbon and nutrients as regulators of lake ecosystems: Resurrection of a more integrated paradigm, Limnology and Oceanography, 44 (3): 795 - 803, doi: 10.4319/lo.1999.44.3:part:2.0795.

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., 2007. The distribution of large mixotrophic ciliates (Stentor) in deep North Patagonian lakes (Chile): First results. Limnologica 37: 28–36.

Woelfl, S., L. Villalobos, O. Parra, 2003. Trophic parameters and method validation in Lake Riñihue (North Patagonia: Chile) from 1978 through 1997. Revista Chilena de Historia Natural.76: 459-474.

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., C. Oyarzún, C. Duarte, L. Caputo, J. Rodriguez, 2011. Antecedentes para evaluar el impacto económico y social de una norma secundaria de calidad de aguas en el lago Ranco, cuenca del Río Bueno. Dirección General de Aguas (DGA), Universidad Austral de Chile (UACH). S.T.I. N°239. 177 págs.

WWF (World Wildlife Fund), 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, ChinaJournal 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.

# ANEXO: TABLAS

# ANEXO: TABLAS

**Tabla 1.** 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 | E3 | 40°07'51,9" S | 72°20'36,9" O | 0-10-20-30-40 |
| | 100972 (E1) | 40°17'17,6" S | 72°18'00,9" O | 0-10-20-30-40-50 |
| | 101955 (E2) | 40°17'36,1" S | 72°15'34,4" O | 0-10-20-30-40-50 |
| | Control 1 | 40°11'17,4" S | 72°20'43,8" O | 0-10-20-30-40-50-80-100-120-150-180 |
| | Control 2 | 40°15'44,0" S | 72°29'15,5" O | 0-10-20-30-40-50-80-100 |
| Puyehue | E3 | 40°40'28,9" S | 72°35'50,6" O | 0-10-20 |
| | 100578 (E2) | 40°37'59,9" S | 72°23'17,2" O | 0-10-20-30-40-50 |
| | 100205 (E1) | 40°38'52,1" S | 72°20'35,0" O | 0-10-20-30-40-50 |
| | 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 | 0-10-15 |
| | 100522 | 40°53'51,8" S | 72°19'14,1" O | 0-10-20-50-98 |
| | 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 | 101866 | 41°12'56,7" S | 73°01'08,8" O | 0-10-20-40 |
| | 100100 | 41°12'47,9" S | 73°00'57,5" O | 0-10-20-40 |
| | 100510 | 41°11'38,5" S | 73°00'38,5" O | 0-10-30-60 |
| | 100332 | 41°11'38,5" S | 73°00'38,5" O | 0-10-30-50 |
| | 100507 | 41°05'43,0" S | 72°57'48,6" O | 0-10-20-50 |
| | 100204 | 41°00'33,4" S | 72°54'38,3" O | 0-10-30-40 |
| | 100545 | 40°57'58,6" S | 72° 52'19,5" O | 0-10-20 |
| | 100627 | 41°00'31,0" S | 72°44'15,0" O | 0-10-20 |
| | 100628 | 41°01'05,0" S | 72°41'44,9" O | 0-10-20-30 |

**Continuación Tabla 1.** Estaciones de muestreo de columna de agua para los lagos Araucanos en estudio (Ranco, Puyehue, Rupanco, Llanquihue y Chapo).

| Lago | Centro | Coordenadas | | Profundidades (m) |
|---|---|---|---|---|
| Llanquihue | 100370 | 41°08'22,3" S | 72°35'39,9" O | 0-10-20-50 |
| | 100390 | 41°10,5'1'3,5" S | 72°33'54,9" O | 0-10-30-70 |
| | 100070 | 41°16'52,3" S | 72°52'09,6" O | 0-5-10 |
| | Control1 | 41°10'08,4" S | 72°39'21,0" O | 0-10-20-30-40-50-80-120-160-200-250-300 |
| | Control 2 | 41°14'13,5" S | 72°53'56,9" O | 0-10-20-30-40-50-80-120-160-200-250 |
| Chapo | 100394 | 41°26'13,7" S | 72°34'30,5" O | 0-5-10-20 |
| | 101291 | 41°26'24,0" S | 72°33'59,0" O | 0-10-20-40-70 |
| | 101332 | 41°24'59,3" S | 72°32'14,5" O | 0-10-20-40-80 |
| | 101051 | 41°28'43,0" S | 72°27'21,7" O | 0-10-20-40-80-120-250 |
| | 100678 | 41°30'13,7" S | 72°25'25,0" O | 0-10-20-40-80-120-190 |
| | 101278 | 41°30'20,4" S | 72°28'04,3" O | 0-10-20-40 |
| | 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 | 0-10-20-30-40-50-80-120-160-200-250 |

**Tabla 2.** Estaciones de muestreo de columna de agua en lagos Chilotes (Popetán, Huillinco, Cucao, Tarahuín, Natri, Tepuhueico y San Antonio).

| Lago | Centro | Coordenadas | | Profundidades (m) |
|---|---|---|---|---|
| Popetán | E1 | 42°12'17,7" S | 73°28'04,0" O | 0-5-10-15 |
| | E2 | 42°12'28,1" S | 73°27'41,5" O | 0-5-10-15 |
| Huillinco | 100617 | 42°40'05,2" S | 73°59'15,2" O | 0-5-10-15-20-30 |
| | 100520 | 42°39'42,3"S | 73°58'16,0" O | 0-5-10-15-20-30-40 |
| | E 18 | 42°39'37,9" S | 73°57'11,2" O | 0-5-10-15-20-30-40-45 |
| | 100616 | 42°39'30,2" S | 73°55'28,2" O | 0-5 |
| | 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 |
| | Control 1 | 42°40'11,4" S | 73°56'42,1" O | 0-5-10-15-20-30-40-45 |
| Cucao | E 3 | 42°37'23,0" S | 74°05'53,4" O | 0-5 |
| | E 2 | 42°39'09,4" S | 74°01'57,3" O | 0-5-10 |
| | 100618 (E1) | 42°39'45,1" S | 74°01'24,6" 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 |
| Tarahuín | 100436 | 42°43'11,1" S | 73°46'09,6" O | 0-5-10 |
| | 100521 | 42°42'31,6" S | 73°43'46,6" O | 0-5-10-15-20-25 |
| | Control 1 | 42°43'02,8" S | 73°43'50,8" O | 0-5-10-15-20-25 |
| Natri | 100437 | 42°47'33,9" S | 73°51'00,0" O | 0-5-10-15-20-30 |
| | 100600 | 42°48'05,2" S | 73°47'37" O | 0-5-10-15-20-30 |
| | 100427 | 42°48'26,3" S | 73°46'54,4" O | 0-5-10-15-20-25 |
| | Control 1 | 42°47'37,9" S | 73°48'39,5" O | 0-5-10-15-20-30-40-50-55 |
| Tepuhueico | E1 | 42°47'10,5" S | 73°58'01,3" O | 0-5-10-15-20 |
| | E2 | 42°48'07,6" S | 72°57'06,9" O | 0-5-10-15 |
| San Antonio | E1 | 42°57'47,8" S | 73°44'25,3" O | 0-5-10 |
| | E2 | 42°57'25,9" S | 73°43'55,4" O | 0-5-10 |

**Tabla 3.** Estaciones de muestreo de columna de agua en lagos Patagónicos (Yelcho, Riesco y Sofía).

| Lago | Centro | Coordenadas | | Profundidades (m) |
|---|---|---|---|---|
| Yelcho | 101521 | 43°11'58,6" S | 72°26'57,2" O | 0-10-20-30 |
| | 101522 | 43°22'10,6" S | 72°20'31,4" O | 0-10-20-30-40 |
| | Control 1 | 43°22'10,6" S | 72°12'23,5" 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°17'01,3" S | 72°17'27,5" O | 0-10-20-30-40-50-80-100-120-150-180-200-220 |
| Riesco | 110038 | 45°29'22,4" S | 72°42'08,3" O | 0-10-20-30-40-50-70 |
| | 110037 | 45°30'16,8" S | 72°42'40,1" O | 0-10-20-30-40-50-80 |
| | 110048 | 45°31'43,9" S | 72°44'05,2" O | 0-10-20-30-40-50-80-100 |
| | Control 1 | 45°32'26,6" S | 72°44'20,4" O | 0-10-20-30-40-50-80-100 |
| Sofía | E1 | 51°31'47,7" S | 72°37'23,5" O | 0-5-10-15 |
| | E2 | 51°31'43,7" S | 72°39'25,8" O | 0-5-10-15-20-25-30 |

**Tabla 4.** Época de muestreo para todos los lagos en estudio.

| Lagos | | Época evaluación columna de agua | Época evaluación sedimento |
|---|---|---|---|
| **Lagos Araucanos** | Ranco | Verano 2017 | No aplica |
| | Puyehue | Verano 2017 | |
| | Rupanco | Otoño 2016 | |
| | Llanquihue | Primavera 2016 | |
| | Chapo | Invierno/Primavera 2016 | |
| **Lagos Chilotes** | Popetán | Invierno 2016 | Invierno 2016 |
| | Huillinco | Invierno 2016 | Invierno 2016 |
| | Cucao | Invierno 2016 | Invierno 2016 |
| | Tarahuín | Otoño 2016 | Otoño 2016 |
| | Natri | Otoño 2016 | Otoño 2016 |
| | Tepuhueico | Invierno 2016 | Invierno 2016 |
| | San Antonio | Invierno 2016 | Invierno 2016 |
| **Lagos Patagónicos** | Yelcho | Verano 2016 | Verano 2016 |
| | Riesco | Verano 2016 | Verano 2016 |
| | Sofía | Verano 2017 | Verano 2017 |

**Tabla 5.** Literatura asociada a los lagos en estudio.

| | Referencia | Año | Lagos | Tema Principal | Objeto de Estudio | Duración |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **1** | Thomasson | 1963 | Ra, Pu, Ru, Lla | Lagos Araucanos | Agua, fitoplancton, zooplancton | - |
| **2** | Rivera | 1970 | Ra | Fitoplancton | Agua | Revisión |
| **3** | Parra & González | 1976 | | Cianófitas de Chile | Agua | Cátalogo |
| **4** | Parra & González | 1977a | | Fitoplancton | Agua | Catálogo |
| **5** | Parra & González | 1977b | | Desmidiáceas de Chile | Agua | Catálogo |
| **6** | Zúñiga & Domínguez | 1977 | Ra, Pu, Ru, Lla | Zooplancton | Agua | Revisión |
| **7** | Parra & González | 1978 | Te, Hui, Ta, Na | Microalgas | Agua | Revisión |
| **8** | Lindbergh *et al.* | 1981 | Po | Cultivo de salmones | - | - |
| **9** | Rivera *et al.* | 1982 | - | Fitoplancton | Agua | Cátalogo |
| **10** | Campos *et al.* | 1982 | Ra | Limnología | Agua | 1 año |
| **11** | Parra *et al.* | 1982a | - | Fitoplancton | Agua | Cátalogo |
| **12** | Parra *et al.* | 1982b | - | Fitoplancton | Agua | Cátalogo |
| **13** | Parra *et al.* | 1982c | - | Fitoplancton | Agua | Cátalogo |
| **14** | Rivera | 1983 | - | Fitoplancton | Agua | Cátalogo |
| **15** | Campos | 1984 | Ra | Limnología | Agua | 1 año |
| **16** | Campos *et al.* (DGA) | 1984 | Ra, Lla | Limnología | Agua | Revisión |
| **17** | Araya | 1985 | Ra, Pu, Ru, Lla, | Taxonomía | Zooplancton | - |
| **18** | Garín (DGA) | 1985 | Ra, Lla | Morfometría | - | - |
| **19** | Campos *et al.* (DGA) | 1987 | Lla | Limnología | Agua, sedimento, comunidades | 1 año |
| **20** | Campos *et al.* | 1988 | Lla | Limnología | Agua | 1 año |
| **21** | DGA-UACH | 1988 | Ra | Limnología | Agua, sedimento, comunidades | 1 año |
| **22** | Donoso & Phinney | 1988 | Ru | Composición fitoplanctónica | Agua | 1 año |
| **23** | Zúñiga | 1988 | Ra, Pu, Ru, Lla | Zooplancton | Agua | 5 años |
| **24** | Campos *et al.* | 1989 | Pu | Limnología | Agua | 1 año |
| **25** | Ruiz & Bahamonde | 1989 | Ra, Pu, Ru, Lla, Rie | Distribución cladóceros y copépodos | Zooplancton | Cátalogo |
| **26** | Torres *et al.* | 1990 | Hui, Na | Parasitismo | Peces, antrópico | ? |
| **27** | Campos | 1991 | | Impacto ecológico | | |
| **28** | Montecino | 1991 | Lla | Productividad primaria | Agua | - |
| **29** | Soto & Zuñiga | 1991 | | Zooplancton | Agua | |
| **30** | Campos *et al.* | 1992a | Ra, Pu | Carga de fósforo y nitrógeno | Agua | |
| **31** | Campos *et al.* | 1992b | Ru | Limnología | Agua | 1 año |
| **32** | Cembrano *et al.* | 1992 | Lla | Paleoecología | Sedimentos | - |

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **33** | Geller | 1992 | Ra, Ru, Lla, Ye, Rie | Temperatura | Agua | 1 año |
| **34** | Hauenstein *et al*. | 1992 | Lla | Taxonomía | Macrófitas | 1 año |
| **35** | Pankhurst *et al.* | 1992 | Ye | Geología | - | - |
| **36** | Schmid-Araya | 1993 | Pu, Ru, Lla | Comunidades de rotíferos | Agua | 2 años |
| **37** | Campos (FIP IT 93-27) | 1995 | Ru | Capacidad de carga | Cuenca, agua, sedimento | 1 año |
| **38** | Campos *et al*. | 1996 | Ta | Taxonomía | *Cheirodon australe* | 1 mes |
| **39** | Campos *et al.* (FIP IT 96-54) | 1997 | Te, Hui, Cu, Ta, Na | Capacidad carga-balance de N y P | Cuenca, agua, sedimento | 1 año |
| **40** | Moreno | 1997 | Lla | Paleolimnología | Vegetación, clima | 1 año |
| **41** | Oyarzún *et al.* | 1997 | Ru | Exportación de nutrientes | Cuenca | 1 año |
| **42** | Parra | 1998 | | Fitoplancton | Agua | |
| **43** | Campos *et al*. (FIP IT 97-39) | 1999 | Rie | Capacidad de carga-balance de N y P | Cuenca, agua, sedimento | 1 año |
| **44** | Prado-Fiedler *et al.* (FIP IT 97-40) | 1999 | Cha, Ye, Po | Capacidad Carga-balance de N y P | Cuenca, agua, sedimento | 1 año |
| **45** | Godoy *et al*. | 1999 | Pu | Flujos hidroquímicos | Bosque | 1 año |
| **46** | Godoy *et al.* | 2001 | Pu | | | |
| **47** | Pinochet *et al.* | 2001 | Na | Desechos de cultivos de salmónidos | Sedimentos | - |
| **48** | Buschmann | 2002 | Ru, Lla, Hui, Na | Impacto ambiental de salmonicultura | Agua | - |
| **49** | Corcuera *et al.* | 2002 | Te | Áreas protegidas privadas | Cuenca | - |
| **50** | Miranda & Zemelman | 2002a | Na | Bacterias | Agua | - |
| **51** | Miranda & Zemelman | 2002b | Na | Bacterias | Agua | - |
| **52** | Oyarzún *et al*. | 2002 | Pu, Ru | Depositación de Nitrógeno | Cuenca | 1 año |
| **53** | Soto | 2002 | Pu, Ru, Lla, Ye | Trofía-Nutrientes | Agua, sedimento | 9 años |
| **54** | Steinhart *et al*. | 2002 | Pu, Ru, Lla, Cha, Ye | Nutrientes | Fitoplancton | 3 meses |
| **55** | Heusser | 2003 | Lla | Paleoecología | Sedimentos | - |
| **56** | Godoy *et al*. | 2003 | Pu, Cu | Depositiación atmosférica de N | Bosque | Revisión |
| **57** | Oyarzún & Huber | 2003 | Ru, Hui | Exportación nitrógeno | Cuenca, agua | 1 año |
| **58** | Villalobos *et al*. | 2003a | Cu, Hui, Te, Ta, Na | Limnología | Cuenca, agua, comunidades | 1 año |
| **59** | Villalobos *et al*. | 2003b | Cha | Propiedades biológicas | Agua | 1 año |
| **60** | Woelf *et al*. | 2003 | Cha | Limnología | Agua, sedimento, comunidades | 1 año |
| **61** | Leiva *et al*. | 2004 | Ta, Na, Te | Actividad antimicrobiana | Actinomycetes en sedimentos | 1 año |
| **62** | Oyarzún *et al*. | 2004 | Pu, Ru | Química agua - balance nutrientes | Bosque Aledaño | 1,5 años |
| **63** | Bertrand *et al.* | 2005 | Pu | Evolución de sedimentos | Sedimentos | - |

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **64** | Rojas & Le Roux | 2005 | Lla | Sedimentología | Sedimentos | 1 año |
| **65** | Bertrán *et al*. | 2006 | Cu, Hui | Caracterización comunitaria | Macroinvertebrados | 1 mes |
| **66** | Parra | 2006 | - | Revisión de algas dulceacuícolas | Agua | Revisión |
| **67** | Soto *et al.* | 2006 | Ra, Pu, Ru, Lla, Ye | Peces | Agua | 6 años |
| **68** | Villalobos | 2006 | - | Crustáceos zooplanctónicos | Agua | - |
| **69** | Woelf | 2006 | Ru, Lla, Cha | Estado de conocimiento | Protozoos | - |
| **70** | De Batist *et al.* | 2007 | Pu | Variabilidad ENSO | Sedimentos | - |
| **71** | González *et al*. | 2007 | Cu | Mineralogía-Metales Pesados | Río Cu | 1 año |
| **72** | Soto & Jara | 2007 | Lla | Servicios ecosistémicos para disminuir huella ecológica | Salmonicultura | - |
| **73** | Soto *et al*. | 2007 | Pu, Ye | Invasiones biológicas | *Oncorhynchus tshawytscha* | 10 años |
| **74** | Teuber *et al.* | 2007 | Lla | Lodo de balsas jaulas | Sedimentos | 1 año |
| **75** | Valdovinos & Pedreros | 2007 | Ra, Pu, Ru, Lla, Hui, Cu, Ta, Te, Na, Ye | Tasa de crecimiento | *Diplodon chilensis* | 1 año |
| **76** | Woelfl | 2007 | Ra, Ru, Pu, Lla, Cha | Ciliados mixotrófico | Agua | 1 año |
| **77** | León-Muñoz *et al*. (WWF Chile) | 2007 | Ra, Pu, Ru, Lla, Cha, Po, Hui, Cu, Ta, Te, Na, Ye, Rie | Salmonicultura | Agua | Revisión |
| **78** | Bannister *et al.* | 2008 | Te | Estructura y dinámica de bosques | Cuenca | - |
| **79** | Bertrand *et al*. | 2008a | Pu | Clima-paleolimnología | Sedimento | 2 años |
| **80** | Bertrand *et al.* | 2008b | Pu | Clima-paleolimnología | Sedimento | 2 años |
| **81** | Boes & Fagel | 2008 | Pu | Paleolimnología | Sedimento | 1 año |
| **82** | Charlet *et al*. | 2008 | Pu | Paleolimnología | Sedimento | 1 año |
| **83** | De Batist *et al*. | 2008 | Pu | Paleolimnología | Sedimento | 1 año |
| **84** | Oyadenel | 2008 | Ra, Pu, Ru, Lla, Cha, Cu, Hui, Ta, Na, Te, Rie | Patrones de distribución de fitoplancton, zooplancton y peces | Agua | Revisión |
| **85** | Sterken *et al.* | 2008 | Pu | Cambio climático | Diatomeas en sedimento | - |
| **86** | Vargas-Ramírez *et al*. | 2008 | Pu | Paleolimnología-clima | Polen | 1 año |
| **87** | Arismendi *et al*. | 2009 | Ra, Pu, Ru, Lla, Ye | Invasiones biológicas | Salmónidos | 9 años |
| **88** | Bohle *et al*. | 2009 | Lla | Mortalidad *Salmo salar* | *Francisella philomiragia* | 1 año |
| **89** | Benavides *et al*. (DGA-POCH) | 2009 | Ra, Lla, Cha | Validación de datos y condición trófica | Agua | - |
| **90** | Ramos-Jiliberto *et al.* | 2009 | Ra, Pu, Ru, Lla, Cha, Cu, Hui, Ta, Te, Na, Rie | Estructura de comunidades planctónicas | Agua | Revisión |
| **91** | Bertrand *et al*. | 2010 | Pu | Paleolimnología | Sedimento | 1 año |

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **92** | Valdovinos *et al.* | 2010 | Ye | Distribución de macroinvertebrados | Agua | 3 años |
| **93** | Zemlak *et al*. | 2010 | Ru, Lla, Hui, Ta, Na, Ye | Filogeografía | *Galaxias maculatus* | 9 años |
| **94** | DGA- EULA | 2011 | Lla, Cha | Composición fitoplanctónica | Agua | - |
| **95** | Woelfl *et al*. (DGA-UACH) | 2011 | Ra | Impacto económico y social de norma Secundaria | Agua | 1 año |
| **96** | Torres-Álvarez & Peña-Cortés | 2011 | Ra | Potencial energético de biomasa residual forestal | Cuenca | 1 año |
| **97** | DGA- EULA | 2012 | Ra, Lla, Cha | Composición fitoplanctónica | Agua | 8 meses |
| **98** | Habit *et al.* | 2012 | Ru, Lla, Hui, Cu, Ta, Na, Te, Ye, Rie | Riqueza de especies nativas e introducidas | Peces | 6 años |
| **99** | De Los Ríos-Escalante | 2013 | Ra, Pu, Ru, Lla, Cu, Hui, Ta, Na, Te, Rie | Riqueza de especies | Zooplancton | - |
| **100** | León-Muñoz *et al.* | 2013 | Ru, Pu, Lla | Impactos uso suelo | Agua-Sedimento | 8 años |
| **101** | Woelfl *et al.* | 2013 | Ru, Lla, Cha, Hui, Ta, Na | Estado ambiental | Agua, Sedimentos, Correntometría | 3 meses |
| **102** | Martínez *et al.* (DGA) | 2014 | Ra, Pu, Ru, Lla, Cha | Condición trófica | Agua | - |
| **103** | Contreras *et al.* (DGA) | 2014 | Ra, Pu, Ru, Lla, Cha, Po, Cu, Hui, Ta, Na, Te, Ye, Rie | Condición trófica con nuevas herramientas tecnológicas | Agua | - |
| **104** | Ortiz-Sandoval | 2014 | Rie | Interferencia trófica de peces introducidos | Agua | 6 años |
| **105** | Valdés- Pineda *et al.* | 2014 | Ra, Pu, Ru, Lla, Ye, | Gobernanza del agua | - | - |
| **106** | Alegría *et al.* | 2015 | Ru, Lla, Cha, Po, Hui, Cu, Ta, Na, Te | Virus del páncreas | Salmon | - |
| **107** | Habit *et al.* | 2015 | - | Peces | Agua | - |
| **108** | Schubert *et al.* | 2015 | Ra, Lla, Cha, Cu, Hui, Te, Ye, Rie | Biogeografia charophytas | Agua | 3 años |
| **109** | Kempf *et al.* | 2015 | Cu | Registros sedimentarios Tsunami 1960 | Sedimentos | - |
| **110** | Pesse *et al.* (II Etapa) | 2016 | Ra, Pu, Ru, Lla, Cha, Hui, Cu, Ta, Na,. | Evaluación ambiental y capacidad de carga | Agua, Fitoplancton, Zooplancton, Sedimentos, Cuenca | 16 meses |
| **111** | Nimptsch *et al.* | 2016 | Ra y Pu | Evaluación de cianotoxinas | Fitoplancton, toxinas | - |
| **112** | Pesse *et al.* (III Etapa) | 2017 | Ra, Pu, Ru, Lla, Cha, Po, Hui, Cu, Ta, Na, Te, Ye, Ri. | Evaluación ambiental y capacidad de carga | Agua, Fitoplancton, Zooplancton, Sedimentos, Cuenca | 16 meses |

**Tabla 6.** Parámetros físico – químicos de la columna de agua del lago Ranco, verano 2017.

| Prof. (m) | Temp. (°C) | Cond. (µS/cm) | Oxígeno (mg/L) | pH | N-$NH_4$ (µg/L) | N-$NO_2$ (µg/L) | N-$NO_3$ (µg/L) | NT (µg/L) | P-$PO_4$ (µg/L) | PT (µg/L) | Si-$SiO_2$ (µg/L) | Clorofila (µg/L) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | | **E 3** | | | | | | |
| **0** | 18,8 | 120 | 9,43 | 7,62 | < 3 | < 2 | 2,7 | 64 | < 2 | < 5 | 4773 | 0,34 |
| **10** | 18,4 | 140 | 9,57 | 7,83 | < 3 | < 2 | < 2 | 59 | < 2 | 5 | 4259 | 0,44 |
| **20** | 17,5 | 145 | 9,74 | 7,81 | < 3 | < 2 | 2 | 68 | 2 | 5,5 | 4866 | 0,69 |
| **30** | 14,8 | 140 | 10,11 | 7,68 | < 3 | < 2 | 2 | 63 | < 2 | 6,6 | 4818 | 0,83 |
| **40** | s/d | s/d | s/d | 7,42 | < 3 | < 2 | 2,2 | 77 | 3,0 | 5,4 | 4921 | 1,31 |
| **Promedio** | 17,4 | 136,3 | 9,7 | 7,67 | | | 2 | 66,3 | 2,5 | 5,6 | 4727 | 0,72 |
| **DS** | 1,8 | 11,1 | 0,3 | 0,17 | | | 0,3 | 6,7 | 0,7 | 0,7 | 267 | 0,38 |
| | | | | | | **100972 (E1)** | | | | | | |
| **0** | 18,8 | 140 | 9,73 | 7,62 | 37 | < 2 | 2 | 96 | < 2 | 7,4 | 5030 | 0,2 |
| **10** | 17,9 | 160 | 9,75 | 7,71 | < 3 | < 2 | 2,4 | 65 | < 2 | 6,2 | 4818 | 0,34 |
| **20** | 17,6 | 160 | 9,76 | 7,67 | < 3 | < 2 | 2,9 | 63 | 2 | 6,2 | 4374 | 0,4 |
| **30** | 14,8 | 150 | 10,07 | 7,64 | < 3 | < 2 | 2 | 80 | < 2 | 6,6 | 4601 | 0,59 |
| **40** | 12,1 | 140 | 10,56 | 7,07 | s/m | s/m | s/m | s/m | s/m | s/m | 4763 | 0,76 |
| **50** | 11,4 | 140 | 10,39 | 7,35 | < 3 | < 2 | 2,7 | 75 | < 2 | 5 | 4926 | 0,93 |
| **Promedio** | 15,4 | 148,3 | 10,04 | 7,51 | 37 | | 2,4 | 75,9 | 2 | 6,3 | 4752 | 0,54 |
| **DS** | 3,2 | 9,8 | 0,36 | 0,25 | | | 0,4 | 13,4 | | 0,9 | 236 | 0,28 |
| | | | | | | **101955 (E2)** | | | | | | |
| **0** | 18,4 | 163,3 | 9,71 | 7,88 | s/m | s/m | s/m | s/m | s/m | s/m | 4541 | 0,35 |
| **10** | 17,8 | 170 | 9,83 | 7,83 | < 3 | < 2 | < 2 | 76,5 | 2 | 5,5 | 5045 | 0,41 |
| **20** | 17,4 | 160 | 9,91 | 7,86 | < 3 | < 2 | < 2 | 75,5 | 2 | 7,4 | 5003 | 0,37 |
| **30** | 13,5 | 160 | 10,40 | 7,80 | < 3 | < 2 | < 2 | 67,7 | < 2 | 5,5 | 4818 | 0,66 |
| **40** | 12,3 | 140 | 10,63 | 6,71 | < 3 | < 2 | < 2 | 64,1 | 2 | 6,2 | 4926 | 0,91 |
| **50** | 11,5 | 150 | 10,41 | 7,24 | < 3 | < 2 | < 2 | 94,6 | 2,1 | 8,1 | 5148 | 1,18 |
| **Promedio** | 15,2 | 157,2 | 10,15 | 7,55 | | | | 75,7 | 2 | 6,5 | 4914 | 0,65 |
| **DS** | 3,0 | 10,6 | 0,38 | 0,48 | | | | 11,8 | 0,1 | 1,2 | 214 | 0,34 |
| | | | | | | **C 1** | | | | | | |
| **0** | 17,6 | 125 | 9,68 | 7,97 | < 3 | < 2 | 2,9 | 61,9 | < 2 | < 5 | 4938 | 0,3 |
| **10** | 17,5 | 150 | 9,72 | 7,67 | < 3 | < 2 | < 2 | 68,4 | 2,1 | 5,5 | 4841 | 0,42 |
| **20** | 17,0 | 140 | 9,77 | 7,89 | < 3 | < 2 | < 2 | 65,8 | 2,7 | 5,1 | 4926 | 0,58 |
| **30** | 13,2 | 140 | 10,56 | 7,58 | < 3 | < 2 | 2 | 68,0 | 2 | 6,6 | 4963 | 0,76 |
| **40** | 11,8 | 130 | 10,64 | 7,22 | 4,3 | < 2 | 6,4 | 65,4 | < 2 | 5,5 | 5058 | 0,97 |
| **50** | 11,1 | 130 | 10,35 | 7,23 | < 3 | < 2 | 21,0 | 83,9 | 2 | 5,1 | 4818 | 0,88 |
| **80** | 10,8 | 120 | 9,59 | 7,31 | < 3 | < 2 | 28,4 | 71,9 | 2,1 | 6,2 | 4549 | 0,33 |
| **100** | 10,8 | 120 | 9,27 | 7,22 | < 3 | < 2 | 28,9 | 86,2 | 2 | 6,2 | 4604 | 0,17 |
| **120** | 10,7 | 80 | 8,96 | 7,35 | < 3 | < 2 | 35,4 | 83,9 | 3,0 | 7,0 | 4506 | 0,09 |
| **150** | 10,7 | 80 | 8,43 | 7,10 | < 3 | < 2 | 68,4 | 101,8 | 3,0 | 7,0 | 5163 | 0,07 |
| **180** | s/d | s/d | s/d | 7,10 | < 3 | < 2 | 68,4 | 672,2 | 6,2 | 482,9 | 4963 | 8,86 |
| **Promedio** | 13,1 | 121,5 | 9,7 | 7,42 | 4,3 | | 29,1 | 130,0 | 2,8 | 53,7 | 4848 | 1,22 |
| **DS** | 3 | 23,8 | 0,7 | 0,31 | | | 25,3 | 180,3 | 1,3 | 150,8 | 212 | 2,55 |
| | | | | | | **C 2** | | | | | | |
| **0** | 17,6* | s/d | s/d | 7,42 | < 3 | < 2 | < 2 | 66,1 | < 2 | < 5 | 4876 | s/m |
| **10** | 17* | s/d | s/d | 7,65 | < 3 | < 2 | < 2 | 62,8 | < 2 | 5,5 | 5003 | s/m |
| **20** | 16,2* | s/d | s/d | 7,87 | < 3 | < 2 | 2 | 62,2 | < 2 | 5,9 | 4586 | s/m |
| **30** | 14,6* | s/d | s/d | 7,78 | < 3 | < 2 | 4,9 | 62,8 | 2 | < 5 | 4671 | s/m |
| **40** | 12,7* | s/d | s/d | 7,33 | < 3 | < 2 | 5,1 | 82,0 | 2,7 | 6,2 | 4741 | s/m |
| **50** | 13* | s/d | s/d | 7,10 | < 3 | < 2 | 6,1 | 74,8 | < 2 | 5 | 4763 | s/m |
| **80** | 17,5* | s/d | s/d | 7,60 | < 3 | < 2 | 4,1 | 67,7 | < 2 | < 5 | 4926 | s/m |
| **100** | 17,7* | s/d | s/d | 7,82 | < 3 | < 2 | 2 | 86,5 | < 2 | 5,1 | 4926 | s/m |
| **Promedio** | 15,8 | | | 7,57 | | | 4,0 | 70,6 | 2,4 | 5,5 | 4811 | |
| **DS** | 2,1 | | | 0,27 | | | 1,7 | 9,4 | 0,5 | 0,5 | 144 | |

s/d: Sin dato. s/m: Sin muestra.

**Tabla 7.** Clasificación taxonómica del fitoplancton encontrado en el lago Ranco, densidad (cél/L), abundancia relativa (%) y riqueza de taxa por estación de muestreo.

| Lago Ranco | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | E3 | | 100972 | | 101955 | | C1 | | C2 | |
| | | | | | cél /L | % | cél /L | % | cél /L | % | cél /L | % | cél /L | % |
| | | | | | 72.808 | 100 | 46.043 | 100 | 34.445 | 100 | 52.300 | 100 | 44.117 | 100 |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | *Aulacoseira granulata* | 2881 | 4 | 960 | 2 | 360 | 1 | 1400 | 3 | 1160 | 3 |
| | | Thalassiosirales | Stephanodiscaceae | *Cyclotella ocellata* | 48272 | 66 | 29054 | 63 | 21972 | 64 | 45941 | 88 | 32958 | 75 |
| | | Melosirales | Melosiraceae | *Melosira varians* | 320 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Rhizosoleniales | Rhizosoleniaceae | *Urosolenia eiensis* | 1665 | 2 | x | 0 | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 |
| | Bacillariophyceae | Bacillariales | Bacillariaceae | *Nitzschia spp* | 200 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Cymbellales | Cymbellaceae | *Cymbella sp* | 832 | 1 | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Rhopalodiales | Rhopalodiaceae | *Rhopalodia gibba* | 832 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Fragilariophyceae | Fragilariales | Fragilariaceae | *Asterionella formosa* | 160 | 0 | 280 | 1 | 160 | 0 | 320 | 1 | 760 | 2 |
| | | | | *Diatoma moniliformis* | 2497 | 3 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | *Fragilaria spp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 40 | 0 |
| | | | | *Fragilaria crotonensis* | 6522,13 | 9 | 400 | 1 | 2001 | 6 | x | 0 | x | 0 |
| | | | | *Ulnaria sp* | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Tabellariales | Tabellariaceae | *Tabellaria flocculosa* | 0 | 0 | 240 | 1 | 520 | 2 | 0 | 0 | 320 | 1 |
| | | | | *Pennada* | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Ochrophyta | Chrysophyceae | Chromulinales | Dinobryaceae | *Dinobryon cylindricum* | 4161 | 6 | 9987 | 22 | 6991 | 20 | 1997 | 4 | 2996 | 7 |
| Chlorophyta | Chlorophyceae | Volvocales | Volvocaceae | *Eudorina elegans* | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 | x | 0 | x | 0 |
| | | Tetrasporales | Sphaerocystidaceae | *Sphaerocystis schroeteri* | 0 | 0 | x | 0 | x | 0 | x | 0 | 600 | 1 |
| | | Sphaeropleales | Neochloridaceae | *Golenkinia radiata* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 |
| | Trebouxiophyceae | Chlorellales | Oocystaceae | *Oocystis solitaria* | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 |
| Charophyta | Conjugatophyceae (Zygnematophyceae) | Desmidiales | Closteriaceae | *Closterium aciculare* | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | Desmidiaceae | *Staurastrum aff gracile* | 0 | 0 | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | x | 0 |
| | | | | *Sphaerozosma aubentianum* | 0 | 0 | 760 | 2 | x | 0 | 320 | 1 | x | 0 |
| | | Zygnematales | Zygnemataceae | *Spirogyra sp* | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Klebsormidiophyceae | Klebsormidiales | Elakatotrichaceae | *Elakathotrix gelatinosa* | 0 | 0 | 200 | 0 | 160 | 0 | 0 | 0 | 840 | 2 |
| Cyanobacteria | Cyanophyceae | Nostocales | Nostocaceae | *Dolichospermum aff flos-aquae* | 0 | 0 | 3201 | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Dinophyta | Dinophyceae | Gonyaulacales | Ceratiaceae | *Ceratium hirundinella* | 2761 | 4 | 840 | 2 | 2001 | 6 | 2121 | 4 | 3841 | 9 |
| | | Peridiniales | Peridiniaceae | *Peridinium cinctum* | 0 | 0 | x | 0 | 160 | 0 | 80 | 0 | 200 | 0 |
| | | | | *Parvodinium cf. inconspicuum* | 1665 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Euglenophyta (=Phylum Euglenozoa) | Euglenophyceae | Euglenales | Phacaceae | *Lepocinclis sp* | 0 | 0 | 80 | 0 | 120 | 0 | 80 | 0 | 400 | 1 |
| | | | | **Riqueza de taxa (S)** | **14** | | **19** | | **17** | | **15** | | **15** | |

**Tabla 8.** Parámetros físico – químicos de la columna de agua del lago Puyehue, verano 2017.

| Prof. (m) | Temp. (°C) | Cond. (µS/cm) | Oxígeno (mg/L) | pH | N-$NH_4$ (µg/L) | N-$NO_2$ (µg/L) | N-$NO_3$ (µg/L) | NT (µg/L) | P-$PO_4$ (µg/L) | PT (µg/L) | Si-$SiO_2$ (µg/L) | Clorofila (µg/L) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | | **E 3** | | | | | | |
| **0** | 18,5 | 160 | 9,66 | 7,96 | < 3 | < 2 | < 2 | 52,8 | < 2 | 5,1 | 5365 | 0,47 |
| **10** | 17,0 | 150 | 9,89 | 7,96 | < 3 | < 2 | < 2 | 48,6 | 2,1 | 5,9 | s/m | 1,41 |
| **Promedio** | 17,7 | 155 | 9,77 | 7,96 | | | | 50,7 | 2,1 | 5,5 | 5365 | 0,94 |
| **DS** | 1,0 | 7,1 | 0,17 | 0 | | | | 3,0 | | 0,5 | | 0,66 |
| | | | | | | **100578 (E2)** | | | | | | |
| **0** | 17,9 | 110 | 9,52 | 8,19 | 4,8 | < 2 | 2,9 | 82,0 | < 2 | 6,2 | 5569 | 2,16 |
| **10** | 17,6 | 155 | 9,65 | 8,06 | 4,8 | < 2 | 2,4 | 84,3 | 2,1 | 6,2 | 5689 | 1,14 |
| **20** | 13,7 | 160 | 10,07 | 7,52 | 4,2 | < 2 | 10,6 | 90,4 | 2 | 7,0 | 5073 | 2,02 |
| **30** | 11,4 | 140 | 10,02 | 7,39 | 9,5 | < 2 | 47,3 | 88,2 | 2 | 7,0 | 5365 | 1,75 |
| **40** | 10,6 | 140 | 10,07 | 7,08 | < 3 | < 2 | 54,5 | 106,3 | < 2 | 6,6 | 5402 | 0,87 |
| **50** | 10,4 | 130 | 9,97 | 7,29 | < 3 | < 2 | 85,2 | 112,2 | 2 | < 5 | 5824 | 0,61 |
| **Promedio** | 13,6 | 139,2 | 9,88 | 7,59 | 5,8 | | 33,8 | 93,9 | 2,0 | 6,6 | 5487 | 1,43 |
| **DS** | 3,4 | 18 | 0,24 | 0,44 | 2,5 | | 33,8 | 12,4 | 0,1 | 0,4 | 266 | 0,64 |
| | | | | | | **100205 (E1)** | | | | | | |
| **0** | 18,4 | 150 | 9,37 | 8,24 | 4,9 | < 2 | 6,1 | 138,0 | 2,4 | 13,5 | 6078 | 6,76 |
| **10** | 17,8 | 150 | 9,55 | 7,79 | 53,0 | < 2 | 19,5 | 140,6 | 10,9 | 12,0 | 4926 | 2,06 |
| **20** | 14,8 | 140 | 9,65 | 7,58 | 7,1 | < 2 | 20,8 | 92,0 | 2,4 | 8,1 | 4938 | 1,93 |
| **30** | 11,1 | 140 | 9,94 | 7,45 | 6,7 | < 2 | 44,3 | 115,4 | 2 | 5,9 | 5020 | 1,48 |
| **40** | 10,7 | 140 | 9,78 | 7,57 | 3,6 | < 2 | 65,3 | 109,9 | < 2 | 6,2 | 5045 | 0,75 |
| **50** | 10,5 | 140 | 9,76 | 7,35 | < 3 | < 2 | 60,4 | 116,7 | < 2 | 6,2 | 5088 | 0,69 |
| **Promedio** | 13,9 | 143,3 | 9,68 | 7,66 | 15,1 | | 36,1 | 118,8 | 4,4 | 8,7 | 5183 | 2,28 |
| **DS** | 3,6 | 5,2 | 0,20 | 0,32 | 21,3 | | 24,2 | 18,2 | 4,3 | 3,3 | 443 | 2,27 |
| | | | | | | **C 1** | | | | | | |
| **0** | 17,7 | 140 | 9,2 | 7,71 | < 3 | < 2 | 2 | 140,6 | 2 | 5,9 | 5824 | 8,17 |
| **10** | 17,7 | 140 | 9,38 | 7,83 | < 3 | < 2 | 51,0 | 125,7 | 2 | 7,4 | 2433 | 0,33 |
| **20** | 14,7 | 140 | 9,55 | 7,71 | < 3 | < 2 | 48,8 | 103,4 | 3,0 | 7,0 | 4990 | 0,18 |
| **30** | 11,3 | 120 | 9,77 | 7,28 | 5,3 | < 2 | 51,5 | 127,0 | < 2 | 7,8 | 5854 | 0,36 |
| **40** | 10,6 | 130 | 9,64 | 7,2 | < 3 | < 2 | 58,0 | 219,1 | 2 | 7,0 | 5714 | 0,4 |
| **50** | 10,3 | 120 | 9,66 | 7,35 | < 3 | < 2 | 54,5 | 242,5 | 2 | 5 | 5714 | 1,14 |
| **80** | 10,1 | 120 | 9,56 | 7,32 | < 3 | < 2 | 56,5 | 186,0 | 2 | 7,4 | 5689 | 1,57 |
| **100** | 10,0 | 110 | 9,44 | 7,28 | < 3 | < 2 | 70,8 | 148,4 | 2 | 7,0 | 5569 | 2 |
| **120** | s/d | s/d | s/d | 7,14 | < 3 | < 2 | 63,8 | 199,0 | < 2 | 13,9 | 4516 | 2,15 |
| **Promedio** | 12,8 | 127,5 | 9,5 | 7,42 | 5,3 | | 50,8 | 165,7 | 2,15 | 7,6 | 5145 | 1,81 |
| **DS** | 3,4 | 11,6 | 0,2 | 0,25 | | | 19,5 | 47,7 | 0,38 | 2,5 | 1110 | 2,50 |
| | | | | | | **C 2** | | | | | | |
| **0** | 18,4 | 150 | 9,64 | 8,02 | < 3 | < 2 | 3,9 | 58,3 | < 2 | 5 | 6043 | 0,63 |
| **10** | 17,3 | 150 | 9,82 | 8,25 | < 3 | < 2 | 3,2 | 64,5 | 2 | 5,5 | 5714 | 1,44 |
| **20** | 13,8 | 140 | 10,15 | 7,63 | < 3 | < 2 | 15,6 | 64,8 | 2,1 | 7,0 | 5442 | 2,81 |
| **30** | 11,3 | 140 | 10,26 | 7,36 | < 3 | < 2 | 70,3 | 104,7 | 2 | 7,8 | 5163 | 1,63 |
| **40** | 10,5 | 140 | 10,1 | 7,1 | < 3 | < 2 | 80,2 | 91,1 | < 2 | 5 | 5148 | 0,88 |
| **50** | 10,3 | 140 | 10,07 | 7,51 | 5,6 | < 2 | 90,6 | 84,6 | < 2 | < 5 | 5073 | 0,32 |
| **80** | 10,0 | 120 | 9,94 | 7,29 | 4,2 | < 2 | 74,8 | 89,8 | 2 | 5,1 | 4534 | s/m |
| **Promedio** | 13,1 | 140 | 10 | 7,59 | 4,9 | | 48,4 | 79,7 | 2,04 | 5,9 | 5302 | 1,29 |
| **DS** | 3,5 | 10 | 0,21 | 0,41 | 1,0 | | 38,9 | 17,3 | 0,07 | 1,2 | 487 | 0,89 |

s/d: Sin dato. s/m: Sin muestra.

**Tabla 9.** Clasificación taxonómica del fitoplancton encontrado en el lago Puyehue, densidad (cél/L), abundancia relativa (%) y riqueza de taxa por estación de muestreo.

| Lago Puyehue | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | E3 | | 100578 | | 100205 | | C1 | | C2 | |
| | | | | | cél /L | % | cél /L | % | cél /L | % | cél /L | % | cél /L | % |
| | | | | | 148.953 | 100 | 257.084 | 100 | 318.712 | 100 | 188.515 | 100 | 157.610 | 100 |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | *Aulacoseira granulata* | 1320 | 1 | 2121 | 1 | 840 | 0 | x | 0 | 4962 | 3 |
| | | Thalassiosirales | Stephanodiscaceae | *Cyclotella ocellata* | 118311 | 79 | 210398 | 82 | 239694 | 75 | 153270 | 81 | 88995 | 56 |
| | | Melosirales | Melosiraceae | *Melosira varians* | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Bacillariophyceae | Bacillariales | Bacillariaceae | *Nitzschia spp* | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 120 | 0 |
| | | Cymbellales | Cymbellaceae | *Cymbella cymbiformis* | 0 | 0 | 1332 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Naviculales | Naviculaceae | *Navicula spp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | x | 0 |
| | | Fragilariales | Fragilariaceae | *Asterionella formosa* | 1480 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 640 | 0 | 1320 | 1 |
| | | | | *Diatoma moniliformis* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 |
| | | | | *Fragilaria spp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 989 | 1 | 0 | 0 |
| | | | | *Fragilaria crotonensis* | 120 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | 1601 | 1 | x | 0 |
| | | | | *Hannaea arcus* | 0 | 0 | 40 | 0 | 40 | 0 | 989 | 1 | 0 | 0 |
| | | | | *Ulnaria sp* | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 |
| | | Tabellariales | Tabellariaceae | *Tabellaria flocculosa* | 9443 | 6 | 18806 | 7 | 16966 | 5 | 12764 | 7 | 18366 | 12 |
| | | | | *Pennada* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 989 | 1 | 0 | 0 |
| Chlorophyta | Chlorophyceae | Tetrasporales | Sphaerocystidaceae | *Sphaerocystis schroeteri* | 1080 | 1 | x | 0 | 320 | 0 | 0 | 0 | 4001 | 3 |
| | | Sphaeropleales | Scenedesmaceae | *Willea irregularis* | x | 0 | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | x | 0 |
| | Trebouxiophyceae | Chlorellales | Oocystaceae | *Oocystis lacustris* | x | 0 | x | 0 | 160 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Trebouxiophyceae ordo incertae sedis | Trebouxiophyceae incertae sedis | *Crucigeniella aff apiculata* | 0 | 0 | 1332 | 1 | 0 | 0 | 989 | 1 | x | 0 |
| Charophyta | Conjugatophyceae (Zygnematophyceae) | Desmidiales | Desmidiaceae | *Cosmarium aff depressum* | 40 | 0 | x | 0 | x | 0 | x | 0 | x | 0 |
| | | | | *Staurastrum gracile* | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 |
| | Klebsormidiophyceae | Klebsormidiales | Elakatotrichaceae | *Elakathotrix gelatinosa* | 1040 | 1 | 400 | 0 | 320 | 0 | 400 | 0 | 400 | 0 |
| Dinophyta | Dinophyceae | Gonyaulacales | Ceratiaceae | *Ceratium hirundinella* | 560 | 0 | 1160 | 0 | 160 | 0 | 680 | 0 | 480 | 0 |
| | | Peridiniales | Peridiniaceae | *Peridinium spp* | 840 | 1 | 1120 | 0 | 13524 | 4 | 1280 | 1 | 200 | 0 |
| | | | | *Parvodinium cf. inconspicuum* | 1537 | 1 | 9321 | 4 | 37286 | 12 | 2967 | 2 | 1978 | 1 |
| Euglenophyta | Euglenophyceae | Euglenales | Phacaceae | *Lepocinclis sp* | 120 | 0 | 320 | 0 | 80 | 0 | 40 | 0 | 120 | 0 |
| | | | Euglenaceae | *Trachelomonas sp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 |
| Cryptophyta | Cryptophyceae | Cryptomonadales | Cryptomonadaceae | *Cryptomonas sp* | 13060 | 9 | 10653 | 4 | 9321 | 3 | 10877 | 6 | 36587 | 23 |
| | | | | **Riqueza de taxa (S)** | **15** | | **20** | | **15** | | **18** | | **20** | |

**Tabla 10.** Parámetros físico – químicos de la columna de agua del lago Rupanco, verano 2016.

| Prof. (m) | Temp. (°C) | Cond. (µS/cm) | Oxígeno (mg/L) | pH | N-$NH_4$ (µg/L) | N-$NO_2$ (µg/L) | N-$NO_3$ (µg/L) | NT (µg/L) | P-$PO_4$ (µg/L) | PT (µg/L) | Si-$SiO_2$ (µg/L) | Clorofila (µg/L) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | | **101707** | | | | | | |
| **0** | 18,8 | 40 | 9,38 | 7,96 | * | < 1 | < 3 | * | 1 | 2 | 3218 | 0,69 |
| **10** | 17,8 | 40 | 9,50 | 7,9 | 62,1 | < 1 | 5,2 | 69 | < 1 | 1 | 3075 | 0,78 |
| **20** | 17,7 | 40 | 9,69 | 7,97 | 69,9 | < 1 | < 3 | 72 | < 1 | 1 | 2936 | 0,61 |
| **70** | 10,5 | 36 | 9,72 | 7,76 | 69,9 | < 1 | < 3 | 71 | < 1 | 2 | 2769 | 0,21 |
| **100** | 10,3 | 38 | 9,30 | 7,75 | * | < 1 | * | * | 2,0 | 4 | 2706 | 0,07 |
| **140** | s/d | s/d | s/d | 7,97 | 85,4 | < 1 | 17,4 | 104 | 1 | 3 | 2821 | 0,03 |
| **Promedio** | 15 | 39 | 9,52 | 7,89 | 71,8 | | 11,3 | 79,0 | 1,3 | 2,2 | 2921 | 0,40 |
| **DS** | 4,3 | 1,8 | 0,2 | 0,10 | 9,8 | | 8,6 | 16,7 | 0,6 | 1,2 | 196 | 0,33 |
| | | | | | | **100081** | | | | | | |
| **0** | 18,3 | 40 | 9,47 | 7,74 | 38,8 | < 1 | < 3 | 40 | < 1 | 1 | 2292 | 0,44 |
| **10** | 17,8 | 40 | 9,58 | 7,55 | < 20 | < 1 | < 3 | 10 | < 1 | 1 | 3140 | 0,57 |
| **20** | 17,7 | 41 | 9,67 | 7,59 | * | < 1 | < 3 | * | < 1 | 1 | 2549 | 0,53 |
| **40** | s/d | s/d | s/d | 7,76 | * | < 1 | < 3 | * | 1 | 2 | 3497 | 0,55 |
| **Promedio** | 17,9 | 40,3 | 9,57 | 7,66 | 38,8 | | | 25,0 | 1 | 1,3 | 2870 | 0,52 |
| **DS** | 0,3 | 0,6 | 0,10 | 0,11 | | | | 21,2 | | 0,5 | 549 | 0,06 |
| | | | | | | **100389** | | | | | | |
| **0** | 18,2 | 45,0 | 9,82 | 7,12 | * | < 1 | < 3 | * | 1 | 2 | 2589 | 0,77 |
| **10** | 18,2 | 46,3 | 9,86 | 7,39 | * | < 1 | < 3 | * | 1 | 2 | 2646 | 0,75 |
| **15** | 18,1 | 48,3 | 9,84 | 7,40 | 85,4 | < 1 | < 3 | 87 | 19,9 | 24 | 1369 | 1,34 |
| **Promedio** | 18,2 | 46,5 | 9,84 | 7,30 | 85,4 | | | 87 | 7,3 | 9,3 | 2202 | 0,95 |
| **DS** | 0,05 | 1,7 | 0,02 | 0,16 | | | | | 10,9 | 12,7 | 721 | 0,34 |
| | | | | | | **100522** | | | | | | |
| **0** | 18,9 | 50 | 8,88 | 7,76 | * | < 1 | * | * | < 1 | 1 | 2145 | 0,2 |
| **10** | 18,9 | 46,7 | 8,98 | 7,75 | * | < 1 | * | * | 1 | 2 | 2639 | 0,28 |
| **20** | 18,6 | 46 | 9,06 | 7,69 | * | < 1 | * | * | 1 | 2 | 2636 | 0,37 |
| **50** | 11,0 | 40 | 10,16 | 7,16 | * | < 1 | < 3 | * | 1 | 3 | 2706 | 0,73 |
| **98** | s/d | s/d | s/d | 7,35 | 23,3 | < 1 | 6,1 | 31 | 3,9 | 6 | 2978 | 0,17 |
| **Promedio** | 16,8 | 45,7 | 9,27 | 7,54 | 23 | | 6,1 | 31,0 | 1,7 | 2,8 | 2621 | 0,35 |
| **DS** | 3,9 | 4,2 | 0,60 | 0,27 | | | | | 1,5 | 1,9 | 301 | 0,23 |
| | | | | | | **100625** | | | | | | |
| **0** | 18,8 | 40 | 9,58 | 7,6 | * | < 1 | < 3 | * | < 1 | < 0,4 | 4629 | 0,41 |
| **10** | 18,2 | 40 | 9,73 | 7,57 | 77,6 | < 1 | < 3 | 83 | < 1 | 1 | 3913 | 0,9 |
| **20** | 17,9 | 40 | 9,81 | 7,72 | * | < 1 | < 3 | * | < 1 | 1 | 3669 | 0,78 |
| **30** | 13,2 | 40 | 10,51 | 7,56 | * | < 1 | < 3 | * | < 1 | < 0,4 | 2170 | 1,02 |
| **60** | s/d | s/d | s/d | 7,95 | * | < 1 | < 3 | * | 2,0 | 4 | 2966 | 0,56 |
| **Promedio** | 17 | 40 | 9,90 | 7,68 | 77,6 | | | 83,0 | 2,0 | 2,0 | 3470 | 0,73 |
| **DS** | 2,6 | 0 | 0,41 | 0,16 | | | | | | 1,7 | 939 | 0,25 |

*Error de análisis. s/d: Sin dato.

**Continuación Tabla 10.** Parámetros físico – químicos de la columna de agua del lago Rupanco, verano 2016.

| Prof. (m) | Temp. (°C) | Cond. (µS/cm) | Oxígeno (mg/L) | pH | N-$NH_4$ (µg/L) | N-$NO_2$ (µg/L) | N-$NO_3$ (µg/L) | NT (µg/L) | P-$PO_4$ (µg/L) | PT (µg/L) | Si-$SiO_2$ (µg/L) | Clorofila (µg/L) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | | **101851** | | | | | | |
| **0** | 18,7 | 43,3 | 9,48 | 7,91 | 31,1 | < 1 | < 3 | 34 | < 1 | 1 | 2656 | 0,68 |
| **10** | 18,2 | 42,2 | 9,49 | 7,84 | 54,4 | < 1 | < 3 | 57 | < 1 | < 0,4 | 3415 | 1,54 |
| **20** | 18,0 | 41,3 | 8,66 | 7,6 | * | < 1 | < 3 | * | < 1 | 1 | 2804 | 1,19 |
| **50** | 10,9 | 40,0 | 9,98 | 7,74 | * | < 1 | < 3 | * | 3,9 | 6 | 2684 | 0,33 |
| **100** | s/d | s/d | s/d | 7,55 | * | < 1 | * | * | 50,2 | 55 | 2357 | 0,09 |
| **Promedio** | 16,4 | 41,7 | 9,40 | 7,73 | 42,7 | | | 46 | 27,1 | 15,8 | 2783 | 0,77 |
| **DS** | 3,7 | 1,4 | 0,55 | 0,15 | 16,5 | | | 16,3 | 32,7 | 26,3 | 389 | 0,60 |
| | | | | | | **101862** | | | | | | |
| **0** | 19,0 | 40 | 9,40 | 7,33 | 23,3 | < 1 | 5,6 | 32 | 1 | 2 | 3330 | 0,64 |
| **10** | 18,5 | 40 | 9,49 | 7,96 | 23,3 | < 1 | 5,6 | 31 | 2,9 | 5 | 3594 | 1,32 |
| **20** | 17,8 | 40 | 9,50 | 7,64 | * | < 1 | * | * | 2,0 | 3 | 2325 | 0,86 |
| **30** | 13,9 | 40 | 10,21 | 7,65 | * | < 1 | * | * | 1 | 1 | 2387 | 1,15 |
| **60** | s/d | s/d | s/d | 6,49 | * | < 1 | * | * | 2,9 | 5 | 1903 | 0,16 |
| **Promedio** | 17,3 | 40,0 | 9,65 | 7,41 | 23,3 | | 5,6 | 31,5 | 2,0 | 3,2 | 2708 | 0,83 |
| **DS** | 2,3 | 0 | 0,38 | 0,56 | 0 | | 0 | 1 | 1,0 | 1,8 | 719 | 0,46 |
| | | | | | | **C1** | | | | | | |
| **0** | 18,4 | 43,3 | 9,58 | 7,37 | * | < 1 | < 3 | * | 1 | 2 | 4377 | 0,89 |
| **10** | 18,2 | 42 | 9,67 | 7,46 | 77,6 | < 1 | < 3 | 79 | 2,0 | 3 | 4465 | 1,22 |
| **20** | 17,7 | 40 | 9,73 | 7,33 | * | < 1 | < 3 | * | 2,0 | 3 | 4106 | 1,07 |
| **30** | 12,8 | 40 | 10,82 | 7,46 | * | < 1 | < 3 | * | 1 | 2 | 3542 | 0,9 |
| **40** | 11,4 | 40 | 10,83 | 7,4 | * | < 1 | < 3 | * | 2,0 | 4 | 3317 | 0,9 |
| **50** | 10,9 | 40 | 10,41 | 7,21 | 54,4 | < 1 | < 3 | 55 | 2,0 | 4 | 4357 | 0,47 |
| **80** | 10,5 | 38,3 | 9,55 | 7,21 | < 20 | < 1 | 7,9 | 26 | 2,0 | 4 | 3796 | 0,19 |
| **100** | s/d | s/d | s/d | 6,75 | 31,1 | < 1 | 42,9 | 74 | 65,2 | 70 | 5131 | 0,12 |
| **Promedio** | 14,2 | 40,5 | 10,08 | 7,27 | 54,4 | | 25,4 | 58,5 | 9,6 | 11,5 | 4136 | 0,72 |
| **DS** | 3,7 | 1,6 | 0,58 | 0,23 | 23,3 | | 24,8 | 24,0 | 22,5 | 23,7 | 579 | 0,41 |
| | | | | | | **C2** | | | | | | |
| **0** | 18,4 | 40 | 9,64 | 7,23 | 46,6 | < 1 | < 3 | 50 | < 1 | < 0,4 | 3861 | 0,28 |
| **10** | 17,9 | 40 | 9,76 | 7,32 | 23,3 | < 1 | < 3 | 25 | < 1 | < 0,4 | 3667 | 0,48 |
| **20** | 17,9 | 40 | 9,78 | 7,38 | 46,6 | < 1 | < 3 | 48 | 1 | 2 | 3776 | 0,55 |
| **30** | 13,4 | 40 | 10,66 | 8,06 | * | < 1 | < 3 | * | < 1 | < 0,4 | 3041 | 0,54 |
| **40** | 11,5 | 38,9 | 11,09 | 7,62 | * | < 1 | < 3 | * | < 1 | < 0,4 | 3113 | 0,49 |
| **50** | 11 | 36,3 | 10,24 | 7,61 | * | < 1 | < 3 | * | < 1 | < 0,4 | 4410 | 0,57 |
| **80** | 10,4 | 33,6 | 9,74 | 7,15 | 46,6 | < 1 | < 3 | 48 | < 1 | < 0,4 | 4781 | 0,24 |
| **100** | 10,3 | 36,4 | 9,59 | 7,21 | 62,1 | < 1 | < 3 | 65 | < 1 | < 0,4 | 4839 | 0,06 |
| **120** | 10,2 | 35 | 9,33 | 7,5 | 31,1 | < 1 | < 3 | 34 | < 1 | < 0,4 | 3317 | 0,3 |
| **160** | 10,1 | 37,3 | 8,80 | 7,25 | 23,3 | < 1 | < 3 | 26 | < 1 | < 0,4 | 3412 | 0,2 |
| **200** | 10 | 37,8 | 8,34 | 7,67 | * | < 1 | * | * | < 1 | 1 | 3028 | 0,02 |
| **260** | 10 | 39,3 | 7,38 | 7,93 | * | < 1 | * | * | 1 | 2 | 3425 | 0,03 |
| **Promedio** | 12,6 | 37,9 | 9,53 | 7,49 | 39,9 | | | 42,3 | 1 | 1,7 | 3722 | 0,31 |
| **DS** | 3,4 | 2,2 | 1 | 0,29 | 14,5 | | | 24,3 | 0 | 0,6 | 642 | 0,21 |

*Error de análisis. s/d: Sin dato.

**Tabla 11.** Clasificación taxonómica del fitoplancton encontrado en el lago Rupanco, densidad (cél/L), abundancia relativa (%) y riqueza de taxa por estación de muestreo.

| Lago Rupanco | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | C1 | | C2 | | 100625 | | 101851 | | 101862 | |
| | | | | | cél /L | % | cél /L | % | cél /L | % | cél /L | % | cél /L | % |
| | | | | | 21.898 | 100 | 25.674 | 100 | 66.422 | 100 | 84.031 | 100 | 31.455 | 100 |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Melosirales | Melosiraceae | *Melosira sp* | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 |
| | | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | *Aulacoseira granulata* | x | 0 | 0 | 0 | x | 0 | 1000 | 1 | 240 | 1 |
| | | | | *Aulacoseira distans* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Thalassiosirales | Stephanodiscaceae | *Cyclotella ocellata* | 14426 | 66 | 17478 | 68 | 27687 | 42 | 7990 | 10 | 12384 | 39 |
| | Bacillariophyceae | Bacillariales | Bacillariaceae | *Nitzschia sp* | x | 0 | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Naviculales | Stauroneidaceae | *Stauroneis sp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 |
| | | | Naviculaceae | *Navicula cryptotenella* | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | Pinnulariaceae | *Pinnularia sp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 |
| | | Surirellales | Surirellaceae | *Surirella tenera* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 |
| | Fragilariophyceae | Fragilariales | Fragilariaceae | *Asterionella formosa* | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 | x | 0 | 240 | 1 |
| | | | | *Fragilaria crotonensis* | 3641 | 17 | 3641 | 14 | 30010 | 45 | 70863 | 84 | 7803 | 25 |
| | | | | *Fragilaria aff capucina* | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | *Fragilaria sp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 |
| | | | | *Ulnaria ulna* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 |
| | | Tabellariales | Tabellariaceae | *Tabellaria flocculosa* | x | 0 | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 320 | 1 |
| | | | | *Pennada* | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 |
| Ochrophyta | Chrysophyceae | Chromulinales | Dinobryaceae | *Dinobryon aff divergens* | 1761 | 8 | 160 | 1 | 989 | 1 | 499 | 1 | 5992 | 19 |
| Chlorophyta | Chlorophyceae | Volvocales | Volvocaceae | *Eudorina elegans* | x | 0 | x | 0 | x | 0 | x | 0 | x | 0 |
| | | Tetrasporales | Sphaerocystidaceae | *Sphaerocystis schroeteri* | x | 0 | x | 0 | x | 0 | x | 0 | x | 0 |
| | | Sphaeropleales | Hydrodictyaceae | *Tetraedron minimum* | 0 | 0 | 499 | 2 | 494 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | Scenedesmaceae | *Coelastrum* | x | 0 | x | 0 | x | 0 | 920 | 1 | 0 | 0 |
| | | | | *Willea irregularis* | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | x | 0 | x | 0 |
| | | | | *Scenedesmus sp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Trebouxiophyceae | Chlorellales | Chlorellaceae | *Dictyosphaerium pulchellum* | x | 0 | 0 | 0 | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 |
| | | | Oocystaceae | *Nephrocytium lunatum* | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 |
| | | | | *Oocystis lacustris* | x | 0 | 0 | 0 | 1978 | 3 | x | 0 | x | 0 |
| Charophyta | Conjugatophyceae (Zygnematophyceae) | Zygnematales | Zygnemataceae | *Mougeotia sp* | x | 0 | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Desmidiales | Gonatozygaceae | *Gonatozygon sp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 240 | 0 | 0 | 0 |
| | | | Closteriaceae | *Closterium acutum var variabile* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 |
| | Klebsormidiophyceae | Klebsormidiales | Elakatotrichaceae | *Elakatothrix gelatinosa* | 680 | 3 | 0 | 0 | 989 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Dinophyta | Dinophyceae | Gonyaulacales | Ceratiaceae | *Ceratium hirundinella* | 280 | 1 | 360 | 1 | 320 | 0 | 240 | 0 | 520 | 2 |
| | | Peridiniales | Peridiniaceae | *Peridinium cinctum* | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | 80 | 0 | 80 | 0 |
| | | | | *Parvodinium cf. inconspicuum* | 555 | 3 | 3496 | 14 | 1978 | 3 | 1997 | 2 | 3595 | 11 |
| Euglenophyta | Euglenophyceae | Euglenales | Phacaceae | *Lepocinclis sp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 160 | 0 | 240 | 1 |
| Cryptophyta | Cryptophyceae | Cryptomonadales | Cryptomonadaceae | *Cryptomonas spp* | 555 | 3 | 0 | 0 | 1978 | 3 | 40 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | **Riqueza de taxa (S)** | **20** | | **14** | | **19** | | **20** | | **20** | |

**Continuación Tabla 11.** Clasificación taxonómica del fitoplancton encontrado en el lago Rupanco, densidad (cél/L), abundancia relativa (%) y riqueza de taxa por estación de muestreo.

| Lago Rupanco | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | 100522 | | 100389 | | 100081 | | 101707 | |
| | | | | | cél /L | % | cél /L | % | cél /L | % | cél /L | % |
| | | | | | 66.110 | 100 | 68.622 | 100 | 38.304 | 100 | 93.214 | 100 |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Melosirales | Melosiraceae | *Melosira sp* | 0 | 0 | 720 | 1 | x | 0 | 0 | 0 |
| | | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | *Aulacoseira granulata* | 0 | 0 | 4561 | 7 | x | 0 | 520 | 1 |
| | | | | *Aulacoseira distans* | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Thalassiosirales | Stephanodiscaceae | *Cyclotella ocellata* | 62420 | 94 | 40717 | 59 | 22520 | 59 | 11524 | 12 |
| | Bacillariophyceae | Bacillariales | Bacillariaceae | *Nitzschia sp* | 80 | 0 | 240 | 0 | 0 | 0 | 80 | 0 |
| | | Cymbellales | Cymbellaceae | *Cymbella sp* | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | 40 | 0 |
| | | | Gomphonemataceae | *Gomphoneis sp* | 0 | 0 | 40 | 0 | x | 0 | 0 | 0 |
| | | Rhopalodiales | Rhopalodiaceae | *Epithemia sp* | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | Naviculaceae | *Navicula cryptotenella* | 0 | 0 | 160 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | Naviculaceae | *Diploneis sp* | 0 | 0 | 80 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | Pinnulariaceae | *Pinnularia sp* | 0 | 0 | 360 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Surirellales | Surirellaceae | *Surirella tenera* | 0 | 0 | 440 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Fragilariophyceae | Fragilariales | Fragilariaceae | *Diatoma moniliformis* | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | *Fragilaria crotonensis* | x | 0 | 1120 | 2 | 10243 | 27 | 6002 | 6 |
| | | | | *Fragilaria aff capucina* | 0 | 0 | 3041 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | *Fragilaria sp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | *Ulnaria ulna* | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 | x | 0 |
| | | | | *Hannaea arcus* | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Tabellariales | Tabellariaceae | *Tabellaria flocculosa* | x | 0 | x | 0 | x | 0 | x | 0 |
| | | | | *Pennada* | 40 | 0 | 120 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Ochrophyta | Chrysophyceae | Chromulinales | Dinobryaceae | *Dinobryon aff divergens* | 1665 | 3 | 5378 | 8 | 80 | 0 | 6146 | 7 |
| Chlorophyta | Chlorophyceae | Volvocales | Volvocaceae | *Eudorina elegans* | x | 0 | x | 0 | x | 0 | x | 0 |
| | | Tetrasporales | Sphaerocystidaceae | *Sphaerocystis schroeteri* | x | 0 | x | 0 | x | 0 | x | 0 |
| | | Sphaeropleales | Hydrodictyaceae | *Tetraedron minimum* | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 |
| | | | Scenedesmaceae | *Coelastrum* | 0 | 0 | 0 | 0 | 3041 | 8 | x | 0 |
| | | | | *Willea irregularis* | 0 | 0 | x | 0 | x | 0 | x | 0 |
| | | | | *Scenedesmus sp* | 832 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Trebouxiophyceae | Chlorellales | Chlorellaceae | *Dictyosphaerium pulchellum* | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 | x | 0 |
| | | | Oocystaceae | *Nephrocytium lunatum* | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | *Oocystis lacustris* | x | 0 | x | 0 | 200 | 1 | 0 | 0 |
| Charophyta | Conjugatophyceae (Zygnematophyceae) | Zygnematales | Zygnemataceae | *Mougeotia sp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 80 | 0 |
| | Klebsormidiophyceae | Klebsormidiales | Elakatotrichaceae | *Elakatothrix gelatinosa* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 160 | 0 |
| Cyanobacteria | Cyanophyceae | Synechococcales | Merismopediaceae | *Merismopedia aff glauca* | 0 | 0 | 3561 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Oscillatoriales | Oscillatoriaceae | *Oscillatoria aff tenuis* | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | *Phormidium sp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 |
| | | Chroococcales | Chroococcaceae | *Chroococcus sp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 1040 | 3 | 0 | 0 |
| Dinophyta | Dinophyceae | Gonyaulacales | Ceratiaceae | *Ceratium hirundinella* | 120 | 0 | 240 | 0 | 80 | 0 | 3081 | 3 |
| | | Peridiniales | Peridiniaceae | *Peridinium cinctum* | x | 0 | 80 | 0 | x | 0 | 280 | 0 |
| | | | | *Parvodinium cf. inconspicuum* | 832 | 1 | 7683 | 11 | x | 0 | 65301 | 70 |
| Euglenophyta | Euglenophyceae | Euglenales | Phacaceae | *Lepocinclis sp* | 120 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 |
| Cryptophyta | Cryptophyceae | Cryptomonadales | Cryptomonadaceae | *Cryptomonas spp* | 0 | 0 | 40 | 0 | 979 | 3 | 0 | 0 |
| | | | | **Riqueza de taxa (S)** | **15** | | **30** | | **21** | | **19** | |

**Tabla 12.** Parámetros físico – químicos de la columna de agua del lago Llanquihue, en primavera 2016.

| Prof. (m) | Temp. (°C) | Cond. (µS/cm) | Oxígeno (mg/L) | pH | N-$NH_4$ (µg/L) | N-$NO_2$ (µg/L) | N-$NO_3$ (µg/L) | NT (µg/L) | P-$PO_4$ (µg/L) | PT (µg/L) | Si-$SiO_2$ (µg/L) | Clorofila (µg/L) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | | **101866** | | | | | | |
| **0** | 15,9 | 155 | 10,09 | 8,03 | s/m | s/m | s/m | s/m | s/m | s/m | s/m | 0,32 |
| **10** | 14,5 | 140 | 10,35 | 8,3 | 3,1 | < 2 | 4,6 | 70,0 | < 2 | 6,2 | s/m | 0,38 |
| **20** | 13,5 | 140 | 10,57 | 7,91 | < 3 | < 2 | 4,4 | 51,8 | < 2 | 5 | s/m | 0,29 |
| **40** | 12,7 | 130 | 10,62 | 7,08 | < 3 | < 2 | 3,6 | 55,7 | < 2 | 5,4 | s/m | 0,56 |
| **Promedio** | 14,1 | 141,3 | 10,41 | 7,83 | 3,1 | | 4,2 | 59,2 | | 5,5 | | 0,39 |
| **DS** | 1,4 | 10,3 | 0,24 | 0,53 | | | 0,5 | 9,6 | | 0,6 | | 0,12 |
| | | | | | | **100100** | | | | | | |
| **0** | 16,1 | 140 | 10,18 | 7,95 | 3,1 | < 2 | 3,2 | 56,4 | < 2 | 5,0 | s/m | 0,27 |
| **10** | 14,5 | 150 | 10,35 | 8,48 | < 3 | < 2 | 11,7 | 155,3 | < 2 | 5,4 | s/m | 0,35 |
| **20** | 13,5 | 140 | 10,6 | 8,95 | < 3 | < 2 | 3,2 | 59,6 | < 2 | 5,8 | s/m | 0,35 |
| **40** | 12,7 | 130 | 10,6 | 7,72 | 3,3 | < 2 | 4,1 | 57,3 | < 2 | 6,2 | s/m | 0,58 |
| **Promedio** | 14,2 | 140 | 10,43 | 8,28 | 3,2 | | 5,5 | 82,1 | | 5,6 | | 0,39 |
| **DS** | 1,4 | 8,2 | 0,21 | 0,55 | 0,2 | | 4,1 | 48,8 | | 0,5 | | 0,13 |
| | | | | | | **100510** | | | | | | |
| **0** | 13,0 | 130 | 10,33 | 6,47 | < 3 | < 2 | < 2 | 54,1 | 2 | < 5 | 257 | 0,36 |
| **10** | 12,9 | 135 | 10,37 | 6,26 | < 3 | < 2 | < 2 | 55,7 | < 2 | < 5 | 267 | 0,44 |
| **30** | 12,8 | 130 | 10,35 | 6,34 | < 3 | < 2 | < 2 | 62,5 | 3,2 | < 5 | 299 | 0,6 |
| **60** | 12,4 | 135 | 10,31 | 6,21 | < 3 | < 2 | < 2 | 54,7 | 2 | 7,4 | 237 | 0,75 |
| **Promedio** | 12,8 | 132,5 | 10,34 | 6,32 | | | | 56,8 | 2,4 | 7,4 | 265 | 0,54 |
| **DS** | 0,2 | 2,9 | 0,03 | 0,11 | | | | 3,9 | 0,7 | | 26 | 0,17 |
| | | | | | | **100332** | | | | | | |
| **0** | 13,8 | 140 | 10,39 | 6,27 | < 3 | < 2 | < 2 | 58,0 | < 2 | 5 | 355 | 0,49 |
| **10** | 13,6 | 150 | 10,43 | 6,1 | < 3 | < 2 | < 2 | 58,9 | < 2 | < 5 | 341 | 0,6 |
| **30** | 12,6 | 150 | 10,48 | 6,37 | < 3 | < 2 | < 2 | 62,2 | 2 | 5 | 338 | 0,65 |
| **50** | s/d | s/d | s/d | 6,11 | < 3 | < 2 | 2,4 | 66,1 | 3,0 | 6,2 | 326 | 1 |
| **Promedio** | 13,3 | 146,7 | 10,4 | 6,21 | | | 2,4 | 61,3 | 2,5 | 5,4 | 340 | 0,69 |
| **DS** | 0,6 | 5,8 | 0,05 | 0,13 | | | | 3,7 | 0,7 | 0,7 | 12 | 0,22 |
| | | | | | | **100507** | | | | | | |
| **0** | 13,3 | 125 | 10,36 | 6,3 | < 3 | < 2 | < 2 | 54,7 | 2 | < 5 | 286 | 0,44 |
| **10** | 13,2 | 130 | 10,39 | 6,28 | < 3 | < 2 | < 2 | 48,9 | 2 | < 5 | 284 | 0,41 |
| **20** | 13,1 | 120 | 10,38 | 6,15 | < 3 | < 2 | 2 | 55,7 | 2 | < 5 | 284 | 0,4 |
| **50** | 11,9 | 140 | 10,29 | 6,27 | < 3 | < 2 | 2,4 | 58,0 | 2,4 | 5,4 | 301 | 0,79 |
| **Promedio** | 12,9 | 128,8 | 10,36 | 6,25 | | | 2,2 | 54,3 | 2,1 | 5,4 | 289 | 0,51 |
| **DS** | 0,7 | 8,5 | 0,05 | 0,07 | | | 0,3 | 3,9 | 0,2 | | 8 | 0,19 |
| | | | | | | **100204** | | | | | | |
| **0** | 13,3 | 140 | 10,34 | 6,69 | < 3 | < 2 | < 2 | 52,1 | 2 | 5 | 318 | 0,35 |
| **10** | 13,2 | 130 | 10,37 | 6,57 | < 3 | < 2 | 2,2 | 52,5 | 2 | < 5 | 294 | 0,36 |
| **30** | 13,0 | 130 | 10,37 | 6,53 | < 3 | < 2 | 15,6 | 68,0 | 2 | 5,0 | 343 | 0,28 |
| **40** | 11,8 | 130 | 10,4 | 7,82 | < 3 | < 2 | 5,1 | 59,3 | 2,1 | 5,8 | 355 | 0,66 |
| **Promedio** | 12,8 | 132,5 | 10,37 | 6,90 | | | 7,6 | 58,0 | 2,0 | 5,3 | 328 | 0,41 |
| **DS** | 0,7 | 5 | 0,02 | 0,62 | | | 7,0 | 7,5 | 0,1 | 0,5 | 27 | 0,17 |

s/d: Sin dato. s/m: Sin muestra.

**Continuación Tabla 12.** Parámetros físico – químicos de la columna de agua del lago Llanquihue, en primavera 2016.

| Prof. (m) | Temp. (°C) | Cond. (µS/cm) | Oxígeno (mg/L) | pH | N-$NH_4$ (µg/L) | N-$NO_2$ (µg/L) | N-$NO_3$ (µg/L) | NT (µg/L) | P-$PO_4$ (µg/L) | PT (µg/L) | Si-$SiO_2$ (µg/L) | Clorofila (µg/L) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | | **100545** | | | | | | |
| **0** | 13,7 | 130 | 10,43 | 7,03 | 3,6 | < 2 | < 2 | 83,9 | 2 | < 5 | 311 | 0,29 |
| **10** | 13,4 | 140 | 10,47 | 6,46 | < 3 | < 2 | 2,4 | 79,7 | 2 | 5 | 375 | 0,44 |
| **20** | 13,3 | 130 | 10,47 | 7,53 | 19,7 | < 2 | 4,4 | 83,0 | 2 | 7,4 | 365 | 0,42 |
| **Promedio** | 13,5 | 133,3 | 10,46 | 7,01 | 11,7 | | 3,4 | 82,2 | 2 | 6,2 | 350 | 0,38 |
| **DS** | 0,2 | 5,8 | 0,02 | 0,54 | 11,4 | | 1,4 | 2,2 | 0 | 1,7 | 35 | 0,08 |
| | | | | | | **100627** | | | | | | |
| **0** | 14,6 | 160 | 10,37 | 6,68 | < 3 | < 2 | < 2 | 69,3 | 2 | 5 | 560 | 0,25 |
| **10** | 13,6 | 153,3 | 10,36 | 6,72 | < 3 | < 2 | 2,4 | 58,9 | 2,1 | 5,0 | 350 | 0,43 |
| **20** | 13,4 | 145 | 10,44 | 7,74 | < 3 | < 2 | 2,7 | 64,8 | 2,4 | 6,6 | 316 | 0,48 |
| **Promedio** | 13,8 | 152,8 | 10,39 | 7,05 | | | 2,5 | 64,4 | 2,2 | 5,5 | 409 | 0,39 |
| **DS** | 0,6 | 7,5 | 0,04 | 0,60 | | | 0,2 | 5,2 | 0,2 | 0,9 | 132 | 0,12 |
| | | | | | | **100628** | | | | | | |
| **0** | 14,4 | 150 | 10,32 | 7,85 | < 3 | < 2 | 2 | 64,1 | 2 | 5,4 | 538 | 0,33 |
| **10** | 13,8 | 160 | 10,42 | 6,67 | < 3 | < 2 | 2,4 | 58,9 | 2 | < 5 | 215 | 0,32 |
| **20** | 13,3 | 145 | 10,45 | 6,74 | 3 | < 2 | 2,4 | 62,8 | 2,7 | 5,0 | 333 | 0,44 |
| **30** | 13,2 | 165 | 10,44 | 7,45 | 22,3 | < 2 | 3,2 | 256,7 | 13,8 | 157,0 | 464 | 2,65 |
| **Promedio** | 13,7 | 155 | 10,41 | 7,18 | 12,6 | | 2,5 | 110,6 | 5,1 | 55,8 | 388 | 0,94 |
| **DS** | 0,5 | 9,1 | 0,06 | 0,57 | 13,6 | | 0,5 | 97,4 | 5,8 | 87,7 | 143 | 1,14 |
| | | | | | | **100370** | | | | | | |
| **0** | 15,4 | 140 | 10,27 | 7,09 | < 3 | < 2 | < 2 | 64,1 | < 2 | 5,8 | 202 | 0,22 |
| **10** | 14,6 | 140 | 10,39 | 8,02 | < 3 | < 2 | < 2 | 70,0 | < 2 | 5,4 | 642 | 0,31 |
| **20** | 13,5 | 140 | 10,56 | 7,19 | < 3 | < 2 | 8,7 | 69,7 | < 2 | 7,0 | 439 | 0,38 |
| **50** | 13,0 | 140 | 10,53 | 7,43 | < 3 | < 2 | < 2 | 59,6 | < 2 | < 5 | 380 | 0,55 |
| **Promedio** | 14,1 | 140 | 10,44 | 7,43 | | | 8,7 | 65,8 | | 6,1 | 416 | 0,37 |
| **DS** | 1,1 | 0 | 0,13 | 0,42 | | | | 5,0 | | 0,8 | 181 | 0,14 |
| | | | | | | **100390** | | | | | | |
| **0** | 15,5 | 150 | 10,23 | 7,49 | < 3 | < 2 | 2 | 53,8 | 2 | 5,8 | 402 | 0,24 |
| **10** | 15,4 | 150 | 10,31 | 7,39 | < 3 | < 2 | 2 | 50,5 | 2,1 | 5,4 | 388 | 0,32 |
| **30** | 13,3 | 150 | 10,61 | 7,23 | < 3 | < 2 | 2 | 46,6 | 2,1 | 5,0 | 373 | 0,42 |
| **70** | 11,9 | 120 | 10,48 | 7,34 | < 3 | < 2 | 2,2 | 52,5 | 2 | 5,4 | 336 | 0,69 |
| **Promedio** | 14,0 | 142,5 | 10,41 | 7,36 | | | 2 | 50,8 | 2,1 | 5,4 | 375 | 0,42 |
| **DS** | 1,7 | 15 | 0,17 | 0,11 | | | 0,1 | 3,1 | 0,1 | 0,3 | 29 | 0,20 |
| | | | | | | **100070** | | | | | | |
| **0** | 14,8 | 135 | 10,17 | 6,66 | 3 | < 2 | < 2 | 85,6 | 3,3 | 9,8 | 383 | 1,01 |
| **5** | 14,8 | 150 | 10,18 | 5,61 | 5,7 | < 2 | < 2 | 80,7 | 3,3 | 9,0 | 415 | 0,99 |
| **10** | s/d | s/d | s/d | 7,66 | 3,4 | < 2 | 2 | 85,9 | 3,9 | 10,2 | 449 | 1,19 |
| **Promedio** | 14,8 | 142,5 | 10,2 | 6,64 | 4,0 | | 2 | 84,0 | 3,5 | 9,7 | 415 | 1,06 |
| **DS** | 0 | 11 | 0 | 1,03 | 1,4 | | | 2,9 | 0,3 | 0,6 | 33 | 0,11 |

s/d: Sin dato.

**Continuación Tabla 12.** Parámetros físico – químicos de la columna de agua del lago Llanquihue, en primavera 2016.

| Prof. (m) | Temp. (°C) | Cond. (µS/cm) | Oxígeno (mg/L) | pH | N-$NH_4$ (µg/L) | N-$NO_2$ (µg/L) | N-$NO_3$ (µg/L) | NT (µg/L) | P-$PO_4$ (µg/L) | PT (µg/L) | Si-$SiO_2$ (µg/L) | Clorofila (µg/L) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | | **C 1** | | | | | | |
| **0** | 14,7 | 150 | 10,34 | 7,49 | s/m | s/m | s/m | s/m | s/m | s/m | 360 | 0,12 |
| **10** | 13,6 | 160 | 10,5 | 7,19 | 3 | < 2 | < 2 | 48,9 | 2 | 5,4 | 286 | 0,2 |
| **20** | 13,4 | 160 | 10,54 | 6,99 | < 3 | < 2 | 2,2 | 48,9 | 2,4 | 5,8 | 257 | 0,33 |
| **30** | 13,3 | 150 | 10,53 | 6,89 | < 3 | < 2 | < 2 | 53,1 | 2,3 | < 5 | 212 | 0,36 |
| **40** | 13,0 | 140 | 10,52 | 7,02 | < 3 | < 2 | 2 | 53,1 | 2,3 | 5,4 | 313 | 0,39 |
| **50** | 12,3 | 150 | 10,58 | 6,87 | 3,1 | < 2 | 2 | 68,4 | 2,1 | 6,2 | 355 | 0,44 |
| **80** | 11,3 | 140 | 10,36 | 6,74 | < 3 | < 2 | 2 | 46,9 | 2,6 | 5 | 363 | s/m |
| **120** | 11,1 | 140 | 9,98 | 6,86 | < 3 | < 2 | 29,2 | 57,3 | 2 | 5,0 | 363 | s/m |
| **160** | 11,0 | 130 | 9,565 | 6,7 | < 3 | < 2 | 30,4 | 64,8 | 3,9 | 6,6 | 459 | s/m |
| **200** | 10,8 | 140 | 9,21 | 6,41 | < 3 | < 2 | 21,3 | 63,5 | 3,7 | 7,0 | 449 | 1,33 |
| **250** | 10,7 | 140 | 8,73 | 7,31 | < 3 | < 2 | 27,7 | 75,2 | 5,1 | 6,6 | 439 | 0,41 |
| **300** | s/d | s/d | s/d | 7,27 | < 3 | < 2 | 38,4 | 75,8 | 8,0 | 9,0 | 819 | 0,16 |
| **Promedio** | 12,3 | 145,5 | 10,1 | 6,98 | 3,1 | | 17,2 | 59,6 | 3,3 | 6,2 | 390 | 0,42 |
| **DS** | 1,4 | 9,3 | 0,6 | 0,30 | 0,1 | | 15,1 | 10,5 | 1,8 | 1,2 | 155 | 0,36 |
| | | | | | | **C 2** | | | | | | |
| **0** | 13,9 | 120 | 10,36 | 8,81 | < 3 | < 2 | 4,9 | 63,8 | < 2 | 5,8 | 506 | 0,23 |
| **10** | 13,5 | 130 | 10,46 | 9,16 | < 3 | < 2 | 4,4 | 54,7 | < 2 | 5,0 | 686 | 0,26 |
| **20** | 13,5 | 120 | 10,54 | 7,54 | 3 | < 2 | 3,6 | 66,1 | < 2 | 6,2 | 506 | 0,43 |
| **30** | 13,4 | 126,7 | 10,54 | 7,66 | < 3 | < 2 | 3,6 | 55,7 | < 2 | 5,8 | 585 | 0,41 |
| **40** | 13,2 | 125 | 10,50 | 7,46 | < 3 | < 2 | 4,1 | 62,8 | 2,1 | 11,8 | 637 | 0,5 |
| **50** | 12,8 | 140 | 10,50 | 7,84 | < 3 | < 2 | < 2 | 59,6 | < 2 | 6,2 | 659 | 0,58 |
| **80** | 11,4 | 110 | 10,39 | 7,64 | < 3 | < 2 | < 2 | 58,0 | 2 | 5,8 | 664 | 0,87 |
| **120** | 11,1 | 120 | 10,08 | 7,51 | < 3 | < 2 | 8,1 | 64,1 | 2 | 5,8 | 773 | 0,33 |
| **160** | 11,0 | 110 | 9,66 | 8,52 | < 3 | < 2 | 5,4 | 67,7 | 2,1 | 6,6 | 427 | 0,93 |
| **200** | 10,8 | 125 | 9,11 | 7,55 | < 3 | < 2 | 3,6 | 78,4 | < 2 | 5,4 | 494 | 0,5 |
| **250** | s/d | s/d | s/d | 7,78 | < 3 | < 2 | 43,7 | 80,7 | 5,6 | 10,2 | 901 | 0,08 |
| **Promedio** | 12,5 | 122,7 | 10,2 | 7,95 | 3 | | 9,1 | 64,7 | 2,8 | 6,8 | 622 | 0,47 |
| **DS** | 1,2 | 9,0 | 0,5 | 0,59 | | | 13,1 | 8,4 | 1,6 | 2,1 | 138 | 0,26 |

s/m: Sin muestra. s/d: Sin dato.

**Tabla 13.** Clasificación taxonómica del fitoplancton encontrado en el lago Llanquihue, densidad (cél/L), abundancia relativa (%) y riqueza de taxa por estación de muestreo.

| Lago Llanquihue | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Phylum** | **Clase** | **Orden** | **Familia** | **Taxa** | **101866** | | **100100** | | **100510** | | **100332** | |
| | | | | | **cél /L** | **%** | **cél /L** | **%** | **cél /L** | **%** | **cél /L** | **%** |
| | | | | | **13.038** | **100** | **14.321** | **100** | **21.161** | **100** | **22.465** | **100** |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | *Aulacoseira granulata* | 2201 | 17 | 3521 | 25 | 800 | 4 | 3041 | 14 |
| | | | | *Aulacoseira distans* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Thalassiosirales | Stephanodiscaceae | *Cyclotella ocellata* | 1997 | 15 | 499 | 3 | 499 | 2 | 1498 | 7 |
| | | Melosirales | Melosiraceae | *Melosira varians* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Bacillariophyceae | Achnanthales | Cocconeidaceae | *Cocconeis sp* | 0 | 0 | 499 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Thalassiophysales | Catenulaceae | *Amphora sp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Bacillariales | Bacillariaceae | *Nitzschia spp* | 40 | 0 | 0 | 0 | 499 | 2 | 0 | 0 |
| | Fragilariophyceae | Fragilariales | Fragilariaceae | *Asterionella formosa* | 240 | 2 | x | 0 | 1280 | 6 | 2961 | 13 |
| | | | | *Diatoma moniliformis* | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 |
| | | | | *Fragilaria* spp | 40 | 0 | 0 | 0 | 1498 | 7 | 0 | 0 |
| | | | | *Fragilaria* spp | 720 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | *Fragilaria crotonensis* | 3401 | 26 | 6602 | 46 | 9923 | 47 | 8683 | 39 |
| | | | | *Ulnaria sp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 |
| Ochrophyta | Chrysophyceae | Chromulinales | Dinobryaceae | *Dinobryon cylindricum* | 499 | 4 | x | 0 | x | 0 | x | 0 |
| | | Hydrurales | Hydruraceae | *Hydrurus foetidus* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Chlorophyta | Chlorophyceae | Volvocales | Volvocaceae | *Eudorina elegans* | x | 0 | x | 0 | x | 0 | x | 0 |
| | | | Volvocaceae | *Volvox aureus* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Chlorophyceae | Tetrasporales | Sphaerocystidaceae | *Sphaerocystis schroeteri* | 560 | 4 | x | 0 | 1841 | 9 | 4441 | 20 |
| | Trebouxiophyceae | Chlorellales | Chlorellaceae | *Dictyosphaerium pulchellum* | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 | x | 0 |
| | | | Oocystaceae | *Oocystis lacustris* | x | 0 | x | 0 | x | 0 | x | 0 |
| | | Prasiolales | Prasiolaceae | *aff Hormidium sp* | 840 | 6 | 1721 | 12 | 1721 | 8 | 1360 | 6 |
| Charophyta | Conjugatophyceae (Zygnematophyceae) | Desmidiales | Desmidiaceae | *Cosmarium sp1* | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | *Cosmarium contractum* | 40 | 0 | 40 | 0 | x | 0 | x | 0 |
| | | | | *Staurastrum gracile* | 120 | 1 | 80 | 1 | 200 | 1 | 40 | 0 |
| | | | | *Sphaerozosma cf aubentianum* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 |
| | | | Gonatozygaceae | *cf Gonatozygon* | x | 0 | x | 0 | 800 | 4 | x | 0 |
| | | Zygnematales | Zygnemataceae | *Zygnema sp* | 320 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | *Mougeotia* | 120 | 1 | 0 | 0 | x | 0 | x | 0 |
| | Klebsormidiophyceae | Klebsormidiales | Elakatotrichaceae | *Elakathotrix gelatinosa* | 160 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 80 | 0 |
| Dinophyta | Dinophyceae | Gonyaulacales | Ceratiaceae | *Ceratium hirundinella* | x | 0 | 80 | 1 | 360 | 2 | 240 | 1 |
| | | Peridiniales | Peridiniaceae | *Peridinium sp* | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | *Parvodinium cf. inconspicuum* | 1498 | 11 | 499 | 3 | 999 | 5 | 40 | 0 |
| Euglenophyta | Euglenophyceae | Euglenales | Phacaceae | *Lepocinclis sp* | 240 | 2 | 280 | 2 | 200 | 1 | 40 | 0 |
| Cryptophyta | Cryptophyceae | Cryptomonadales | Cryptomonadaceae | *Cryptomonas* spp | 0 | 0 | 499 | 3 | 499 | 2 | 0 | 0 |
| | | | | **Riqueza de taxa (S)** | **25** | | **20** | | **21** | | **21** | |

**Continuación Tabla 13.** Clasificación taxonómica del fitoplancton encontrado en el lago Llanquihue, densidad (cél/L), abundancia relativa (%) y riqueza de taxa por estación de muestreo.

| Lago Llanquihue | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | 100507 | | 100204 | | 100545 | | 100627 | | 100628 | |
| | | | | | cél /L | % | cél /L | % | cél /L | % | cél /L | % | cél /L | % |
| | | | | | 24.382 | 100 | 16.039 | 100 | 16.521 | 100 | 13.419 | 100 | 38.803 | 100 |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | *Aulacoseira granulata* | 3001 | 23 | 3721 | 26 | 1200 | 6 | 960 | 4 | 4922 | 13 |
| | | | | *Aulacoseira distans* | 0 | 0 | 0 | 0 | 1498 | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Thalassiosirales | Stephanodiscaceae | *Cyclotella ocellata* | 1997 | 15 | 2996 | 21 | 499 | 2 | x | 0 | 1498 | 4 |
| | | Melosirales | Melosiraceae | *Melosira varians* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 |
| | Bacillariophyceae | Thalassiophysales | Catenulaceae | *Amphora sp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 |
| | | Bacillariales | Bacillariaceae | *Nitzschia spp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 80 | 0 | 40 | 0 | 1360 | 4 |
| | | | Gomphonemataceae | *Gomphonema spp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 120 | 0 |
| | | | | *Gomphoneis sp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 |
| | | Naviculales | Pleurosigmataceae | *Gyrosigma sp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 |
| | | | Pinnulariaceae | *Pinnularia sp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 |
| | | | Naviculaceae | *Diploneis ovalis* | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | *Navicula spp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 160 | 0 |
| | | Rhopalodiales | Rhopalodiaceae | *Rhopalodia gibba* | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | *Epithemia sp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 80 | 0 | 160 | 0 |
| | | Surirellales | Surirellaceae | *Surirella spp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 160 | 0 |
| | | | Entomoneidaceae | *Entomoneis* | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | 40 | 0 | 160 | 0 |
| | Fragilariophyceae | Fragilariales | Fragilariaceae | *Asterionella formosa* | 2361 | 18 | 240 | 2 | 520 | 2 | 40 | 0 | 280 | 1 |
| | | | | *Diatoma moniliformis* | 0 | 0 | 0 | 0 | 120 | 1 | 0 | 0 | 40 | 0 |
| | | | | *Fragilaria spp* | 1498 | 11 | 999 | 7 | x | 0 | 999 | 4 | 999 | 3 |
| | | | | *Fragilaria spp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6402 | 28 | 80 | 0 |
| | | | | *Fragilaria crotonensis* | 10563 | 81 | 2921 | 20 | 7683 | 36 | x | 0 | 8603 | 22 |
| | | | | *Ulnaria sp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Tabellariales | Tabellariaceae | *Tabellaria flocculosa* | x | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | *Pennada* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 240 | 1 |
| Ochrophyta | Chrysophyceae | Chromulinales | Dinobryaceae | *Dinobryon cylindricum* | 400 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 499 | 2 | x | 0 |
| | | Hydrurales | Hydruraceae | *Hydrurus foetidus* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 |
| Chlorophyta | Chlorophyceae | Volvocales | Volvocaceae | *Eudorina elegans* | x | 0 | x | 0 | x | 0 | x | 0 | x | 0 |
| | | | Volvocaceae | *Volvox aureus* | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Chlorophyceae | Tetrasporales | Sphaerocystidaceae | *Sphaerocystis schroeteri* | 520 | 4 | 1881 | 13 | 2761 | 13 | x | 0 | 5992 | 15 |
| | | | Selenastraceae | *Kirchneriella obesa* | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Trebouxiophyceae | Chlorellales | Chlorellaceae | *Dictyosphaerium pulchellum* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | x | 0 |
| | | | Oocystaceae | *Oocystis lacustris* | x | 0 | x | 0 | x | 0 | x | 0 | x | 0 |
| | | | | *Crucigeniella aff apiculata (Lemmermann) Komárek* | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Prasiolales | Prasiolaceae | *aff Hormidium sp* | 3481 | 27 | 3161 | 22 | 720 | 3 | 1721 | 8 | 2921 | 8 |
| Charophyta | Conjugatophyceae (Zygnematophyceae) | Desmidiales | Desmidiaceae | *Cosmarium contractum* | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | *Staurastrum gracile* | 120 | 1 | 40 | 0 | 40 | 0 | 160 | 1 | 320 | 1 |
| | | | | *Sphaerozosma cf aubentianum* | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 |
| | | | | *Desmidium swatzii* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 |
| | | | Gonatozygaceae | *cf Gonatozygon* | x | 0 | x | 0 | x | 0 | x | 0 | x | 0 |
| | | Zygnematales | Zygnemataceae | *Zygnema sp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | *Mougeotia* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 240 | 1 | 0 | 0 |
| | Klebsormidiophyceae | Klebsormidiales | Elakatothrichaceae | *Elakathotrix gelatinosa* | 80 | 1 | 0 | 0 | 80 | 0 | 80 | 0 | x | 0 |
| Cyanobacteria | Cyanophyceae | Nostocales | Nostocaceae | *Nostocales* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 640 | 2 |
| | | | | *Dolichospermum aff flos-aquae* | x | 0 | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Oscillatoriales | Pseudanabaenaceae | *Pseudanabaena sp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 9488 | 24 |
| Dinophyta | Dinophyceae | Gonyaulacales | Ceratiaceae | *Ceratium hirundinella* | 360 | 3 | 40 | 0 | 40 | 0 | 40 | 0 | 40 | 0 |
| | | Peridiniales | Peridiniaceae | *Peridinium sp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | x | 0 |
| | | | | *Parvodinium cf inconspicuum* | 0 | 0 | 0 | 0 | 999 | 5 | 1997 | 9 | 499 | 1 |
| Euglenophyta | Euglenophyceae | Euglenales | Phacaceae | *Lepocincilis sp* | 0 | 0 | 40 | 0 | 80 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | **Riqueza de taxa (S)** | **21** | | **18** | | **26** | | **27** | | **34** | |

**Continuación Tabla 13.** Clasificación taxonómica del fitoplancton encontrado en el lago Llanquihue, densidad (cél/L), abundancia relativa (%) y riqueza de taxa por estación.

| Lago Llanquihue | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Phylum** | **Clase** | **Orden** | **Familia** | **Taxa** | **100370** | | **100390** | | **100070** | | **C1** | | **C2** | |
| | | | | | **cél /L** | **%** | **cél /L** | **%** | **cél /L** | **%** | **cél /L** | **%** | **cél /L** | **%** |
| | | | | | **22.244** | **100** | **9.259** | **100** | **11.493** | **100** | **17.921** | **100** | **11.463** | **100** |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | *Aulacoseira granulata* | 3321 | 15 | 1440 | 16 | x | 0 | 3161 | 18 | 3721 | 32 |
| | | | | *Aulacoseira distans* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Thalassiosirales | Stephanodiscaceae | *Cyclotella ocellata* | 999 | 4 | 999 | 11 | 999 | 9 | 999 | 6 | 499 | 4 |
| | | Melosirales | Melosiraceae | *Melosira varians* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Bacillariophyceae | Achnanthales | Cocconeidaceae | *Cocconeis sp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 999 | 9 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Cymbellales | Cymbellaceae | *Cymbella* spp | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | x | 0 |
| | | | Gomphonemataceae | *Gomphoneis sp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 120 | 1 | 0 | 0 |
| | | | | *Navicula* spp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 |
| | | Rhopalodiales | Rhopalodiaceae | *Epithemia sp* | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Fragilariophyceae | Fragilariales | Fragilariaceae | *Asterionella formosa* | 40 | 0 | 240 | 3 | 1761 | 15 | 600 | 3 | x | 0 |
| | | | | *Diatoma moniliformis* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 280 | 2 |
| | | | | *Fragilaria* spp | 499 | 2 | 0 | 0 | 499 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | *Fragilaria crotonensis* | 6762 | 30 | 2761 | 30 | 2001 | 17 | 9323 | 52 | 6202 | 54 |
| | | | | *Ulnaria sp* | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | *Pennada* | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Ochrophyta | Chrysophyceae | Chromulinales | Dinobryaceae | *Dinobryon cylindricum* | 40 | 0 | x | 0 | x | 0 | 1498 | 8 | 120 | 1 |
| | | Hydrurales | Hydruraceae | *Hydrurus foetidus* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Chlorophyta | Chlorophyceae | Volvocales | Volvocaceae | *Eudorina elegans* | x | 0 | x | 0 | x | 0 | x | 0 | x | 0 |
| | | | Volvocaceae | *Volvox aureus* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Chlorophyceae | Tetrasporales | Sphaerocystidaceae | *Sphaerocystis schroeteri* | 6882 | 31 | 1801 | 19 | 3995 | 35 | 1040 | 6 | 360 | 3 |
| | | Sphaeropleales | Hydrodictyaceae | *Pediastrum aff boryanum* | 0 | 0 | 0 | 0 | 1040 | 9 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Trebouxiophyceae | Chlorellales | Chlorellaceae | *Dictyosphaerium pulchellum* | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | Oocystaceae | *Oocystis lacustris* | x | 0 | x | 0 | x | 0 | x | 0 | x | 0 |
| | | | | *Nephrocytium aff agardhianum Naegeli* | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Prasiolales | Prasiolaceae | *aff Hormidium sp* | 2961 | 13 | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Charophyta | Conjugatophyceae (Zygnematophyceae) | Desmidiales | Desmidiaceae | *Cosmarium sp1* | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | x | 0 | x | 0 |
| | | | | *Cosmarium contractum* | x | 0 | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | *Staurastrum gracile* | 80 | 0 | 160 | 2 | 40 | 0 | 120 | 1 | 200 | 2 |
| | | | | *Staurastrum aff leptacanthum* | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | *Staurodesmus sp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | *Sphaerozosma cf aubentianum* | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 |
| | | | Gonatozygaceae | *cf Gonatozygon* | x | 0 | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | x | 0 |
| | | Zygnematales | Zygnemataceae | *Mougeotia* | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Klebsormidiophyceae | Klebsormidiales | Elakatotrichaceae | *Elakathotrix gelatinosa* | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Cyanobacteria | Cyanophyceae | Nostocales | Nostocaceae | *Dolichospermum aff flos-aquae* | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Dinophyta | Dinophyceae | Gonyaulacales | Ceratiaceae | *Ceratium hirundinella* | x | 0 | 240 | 3 | 40 | 0 | 120 | 1 | 40 | 0 |
| | | Peridiniales | Peridiniaceae | *Peridinium sp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 |
| | | | | *Parvodinium cf. inconspicuum* | 499 | 2 | 1498 | 16 | 0 | 0 | 499 | 3 | 0 | 0 |
| Euglenophyta | Euglenophyceae | Euglenales | Phacaceae | *Lepocindis sp* | 160 | 1 | 120 | 1 | 0 | 0 | 400 | 2 | 40 | 0 |
| | | | | **Riqueza de taxa (S)** | **19** | | **14** | | **27** | | **17** | | **15** | |

**Tabla 14.** Parámetros físico – químicos de la columna de agua del lago Chapo, en invierno/primavera 2016.

| Prof. (m) | Temp. (°C) | Cond. (µS/cm) | Oxígeno (mg/L) | pH | N-$NH_4$ (µg/L) | N-$NO_2$ (µg/L) | N-$NO_3$ (µg/L) | NT (µg/L) | P-$PO_4$ (µg/L) | PT (µg/L) | Si-$SiO_2$ (µg/L) | Clorofila (µg/L) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | | **100394** | | | | | | |
| **0** | 10,3 | 20 | 9,92 | 6,55 | < 3 | < 2 | 9,1 | 71,3 | < 2 | 7,0 | 1525 | 0,6 |
| **5** | 9,6 | 20 | 10,02 | 5,74 | < 3 | < 2 | 8,1 | 65,4 | < 2 | 6,2 | 563 | 1,07 |
| **Promedio** | 10,0 | 20 | 9,97 | 6,15 | | | 8,6 | 68,4 | | 6,6 | 1044 | 0,84 |
| **DS** | 0,5 | 0 | 0,07 | 0,57 | | | 0,7 | 4,1 | | 0,6 | 681 | 0,33 |
| | | | | | | **101291** | | | | | | |
| **0** | 9,5 | 20 | 9,64 | 7,53 | < 3 | < 2 | 23,0 | 67 | < 2 | 5 | 785 | 0,34 |
| **20** | 8,7 | 20 | 9,96 | 8,04 | 3,1 | < 2 | 33,4 | 63 | < 2 | 5 | 790 | s/m |
| **40** | 8,7 | 20 | 10,15 | 7,87 | < 3 | < 2 | 22,5 | 62 | < 2 | 5 | 706 | 0,27 |
| **70** | 8,6 | 20 | 10,07 | 7,46 | < 3 | < 2 | 30,4 | 77 | < 2 | 14,6 | 669 | 0,02 |
| **Promedio** | 8,9 | 20 | 9,95 | 7,73 | 3,1 | | 27,3 | 67,1 | | 7,4 | 737 | 0,21 |
| **DS** | 0,4 | 0 | 0,23 | 0,28 | | | 5,4 | 6,7 | | 4,8 | 60 | 0,17 |
| | | | | | | **101332** | | | | | | |
| **0** | 9,3 | 20 | 9,98 | 7,48 | < 3 | < 2 | 18,0 | 63 | < 2 | < 5 | 1219 | 0,31 |
| **10** | 9,0 | 20 | 9,77 | 7,95 | < 3 | < 2 | 17,3 | 58 | < 2 | 5 | 2715 | 0,38 |
| **20** | 8,6 | 20 | 10,03 | 7,81 | < 3 | < 2 | 17,0 | 56 | < 2 | < 5 | 1757 | 0,35 |
| **40** | 8,6 | 20 | 9,98 | 7,69 | < 3 | < 2 | 20,0 | 61 | < 2 | < 5 | 1644 | 0,32 |
| **80** | 8,5 | 20 | 9,59 | 7,71 | < 3 | < 2 | 28,4 | 133 | < 2 | 34,8 | 963 | 0,17 |
| **Promedio** | 8,8 | 20 | 9,87 | 7,73 | | | 20,2 | 74,2 | | 19,9 | 1660 | 0,31 |
| **DS** | 0,4 | 0 | 0,18 | 0,17 | | | 4,8 | 33,2 | | 21,1 | 671 | 0,08 |
| | | | | | | **101051** | | | | | | |
| **0** | 9,9 | 20 | 9,97 | 7,90 | 4,4 | < 2 | 12,8 | 58 | < 2 | < 5 | 2118 | 0,36 |
| **10** | 9,5 | 20 | 9,90 | 7,98 | < 3 | < 2 | 8,6 | 71 | < 2 | 5 | 1182 | 0,84 |
| **20** | 9,3 | 20 | 10,19 | 8,33 | 3,1 | < 2 | 13,8 | 69 | < 2 | 5 | 1029 | 0,92 |
| **40** | 8,7 | 20 | 10,39 | 7,97 | < 3 | < 2 | 15,6 | 74 | < 2 | < 5 | 1024 | 0,91 |
| **80** | 8,5 | 20 | 9,89 | 7,80 | < 3 | < 2 | 26,5 | 67 | < 2 | 5 | 1017 | 0,22 |
| **120** | 8,4 | 20 | 9,10 | 8,00 | < 3 | < 2 | 35,9 | 63 | < 2 | < 5 | 1976 | 0,09 |
| **250** | 8,4 | 20 | 6,42 | 7,83 | 5,0 | < 2 | 37,9 | 83 | < 2 | 5 | 1669 | 0 |
| **Promedio** | 9,0 | 20 | 9,41 | 7,97 | 4,2 | | 21,6 | 69,3 | | 5 | 1431 | 0,48 |
| **DS** | 0,6 | 0 | 1,38 | 0,18 | 1,0 | | 11,8 | 8,1 | | 0 | 481 | 0,40 |
| | | | | | | **100678** | | | | | | |
| **0** | 10,2 | 20 | 10,07 | 7,67 | < 3 | < 2 | 13,8 | 80 | < 2 | 5 | 1903 | 0,7 |
| **10** | 9,9 | 19,3 | 10,09 | 7,84 | < 3 | < 2 | 11,6 | 53 | < 2 | < 5 | 3120 | 0,88 |
| **20** | 9,2 | 18,9 | 10,52 | 8,05 | < 3 | < 2 | 12,1 | 72 | < 2 | 5 | 2026 | 1,04 |
| **40** | 8,6 | 18,9 | 10,15 | 7,4 | < 3 | < 2 | 16,8 | 64 | < 2 | 6,2 | 1706 | 0,52 |
| **80** | 8,6 | 20 | 9,89 | 7,68 | < 3 | < 2 | 16,0 | 62 | 2 | 5 | 1498 | 0,34 |
| **120** | 8,4 | 18,8 | 8,94 | 7,44 | < 3 | < 2 | 28,7 | 75 | < 2 | 6,6 | 1846 | 0,13 |
| **Promedio** | 9,2 | 19,3 | 9,94 | 7,68 | | | 16,5 | 67,7 | 2 | 5,6 | 2017 | 0,60 |
| **DS** | 0,7 | 0,6 | 0,54 | 0,24 | | | 6,3 | 9,9 | | 0,8 | 570 | 0,34 |
| | | | | | | **101278** | | | | | | |
| **0** | 11,0 | 20 | 10,16 | 4,9 | < 3 | < 2 | 9,6 | 62 | < 2 | 5 | 1061 | 0,73 |
| **10** | 10,0 | 20 | 10,20 | 6,1 | < 3 | < 2 | 10,3 | 75 | 2 | < 5 | 1501 | 1,08 |
| **20** | 9,8 | 20 | 10,59 | 5,92 | < 3 | < 2 | 13,8 | 61 | 2 | 5 | 2076 | 0,99 |
| **Promedio** | 10,3 | 20 | 10,32 | 5,64 | | | 11,3 | 65,9 | 2 | 5 | 1546 | 0,9 |
| **DS** | 0,6 | 0 | 0,23 | 0,65 | | | 2,3 | 7,5 | 0 | 0 | 509 | 0,2 |

s/m: Sin muestra.

**Continuación Tabla 14.** Parámetros físico – químicos de la columna de agua del lago Chapo, en invierno/primavera 2016.

| Prof. (m) | Temp. (°C) | Cond. (µS/cm) | Oxígeno (mg/L) | pH | N-$NH_4$ (µg/L) | N-$NO_2$ (µg/L) | N-$NO_3$ (µg/L) | NT (µg/L) | P-$PO_4$ (µg/L) | PT (µg/L) | Si-$SiO_2$ (µg/L) | Clorofila (µg/L) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | | **C 1** | | | | | | |
| **0** | 9,5 | 20 | 10,17 | 7,98 | 3 | < 2 | 21,8 | 87,5 | < 2 | < 5 | 2160 | 0,29 |
| **10** | 8,9 | 20 | 9,97 | 8,03 | < 3 | < 2 | 21,5 | 71,3 | < 2 | 5,8 | 1325 | 0,63 |
| **20** | 8,8 | 20 | 10,19 | 7,38 | < 3 | < 2 | 21,0 | 64,8 | < 2 | 5 | 1222 | 0,69 |
| **30** | 8,7 | 20 | 10,30 | 7,67 | < 3 | < 2 | 28,9 | 81,0 | < 2 | 7 | 1864 | 0,57 |
| **40** | 8,6 | 20 | 10,25 | 7,66 | < 3 | < 2 | 26,0 | 69,0 | < 2 | 5 | 1318 | 0,52 |
| **50** | 8,6 | 20 | 10,19 | 7,68 | < 3 | < 2 | 25,0 | 70,0 | 2 | 5 | 1133 | 0,46 |
| **80** | 8,5 | 20 | 9,87 | 7,43 | < 3 | < 2 | 43,3 | 79,1 | < 2 | 5 | 1126 | 0,22 |
| **120** | 8,4 | 19,3 | 8,51 | 7,41 | 3 | < 2 | 31,4 | 68,0 | < 2 | 5 | 1116 | 0,02 |
| **160** | 8,4 | 20 | 7,40 | 7,47 | < 3 | < 2 | 43,8 | 75,2 | < 2 | 5 | 1185 | 0,02 |
| **200** | 8,4 | 20 | 6,95 | 6,51 | 3,5 | < 2 | 47,8 | 99,2 | < 2 | 5,8 | 992 | 0,02 |
| **Promedio** | 8,7 | 19,9 | 9,38 | 7,52 | 3,2 | | 31,1 | 76,5 | 2,0 | 5,4 | 1344 | 0,34 |
| **DS** | 0,3 | 0,2 | 1,28 | 0,42 | 0,3 | | 10,2 | 10,5 | | 0,7 | 372 | 0,26 |
| | | | | | | **C 2** | | | | | | |
| **0** | 9,7 | 20 | 9,86 | 7,66 | < 3 | < 2 | 17,8 | 92 | < 2 | 5 | 2705 | 0,35 |
| **10** | 9,1 | 20 | 9,99 | 7,82 | < 3 | < 2 | 18,0 | 71 | < 2 | < 5 | 1923 | 0,91 |
| **20** | 9,1 | 18 | 10,30 | 7,9 | < 3 | < 2 | 16,5 | 69 | < 2 | 5 | 1841 | 0,85 |
| **30** | 9,0 | 20 | 10,43 | 7,96 | < 3 | < 2 | 16,3 | 68 | < 2 | 5,8 | 1214 | 0,75 |
| **40** | 8,8 | 20 | 10,50 | 7,87 | 3 | < 2 | 20,3 | 60 | < 2 | 5 | 1005 | 0,43 |
| **50** | 8,6 | 18,6 | 10,52 | 7,64 | < 3 | < 2 | 26,2 | 61 | < 2 | < 5 | 1145 | 0,19 |
| **80** | 8,5 | 20 | 9,97 | 7,8 | < 3 | < 2 | 28,7 | 69 | < 2 | 6,2 | 1276 | 0,12 |
| **120** | 8,4 | 20 | 8,89 | 7,33 | 3 | < 2 | 35,9 | 73 | < 2 | 5 | 1533 | 0,05 |
| **160** | 8,4 | 20 | 8,01 | 7,73 | < 3 | < 2 | 37,9 | 77 | < 2 | 6,2 | 1160 | 0,03 |
| **200** | 8,4 | 19 | 7,39 | 7,6 | < 3 | < 2 | 38,4 | 76 | < 2 | 5 | 1101 | 0,01 |
| **250** | 8,4 | 20 | 6,50 | 8,05 | 3,7 | < 2 | 42,1 | 88 | < 2 | 5 | 1022 | 0,01 |
| **280** | s/d | s/d | s/d | 8,21 | 3,1 | < 2 | 42,1 | 91 | < 2 | 5,4 | 911 | 0,01 |
| **Promedio** | 8,8 | 19,6 | 9,30 | 7,80 | 3,2 | | 28,3 | 74,4 | | 5,4 | 1403 | 0,31 |
| **DS** | 0,4 | 0,7 | 1,41 | 0,23 | 0,4 | | 10,4 | 10,9 | | 0,5 | 521 | 0,35 |

s/d: Sin dato.

**Tabla 15.** Clasificación taxonómica del fitoplancton encontrado en el lago Chapo, densidad (cél/L), abundancia relativa (%) y riqueza de taxa por estación de muestreo.

| Lago Chapo | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Phylum** | **Clase** | **Orden** | **Familia** | **Taxa** | **C1** | | **C2** | | **101278** | | **100678** | | **101051** | | **101332** | | **100394** | | **101291** | |
| | | | | | **cél /L** | **%** | **cél /L** | **%** | **cél /L** | **%** | **cél /L** | **%** | **cél /L** | **%** | **cél /L** | **%** | **cél /L** | **%** | **cél /L** | **%** |
| | | | | | **1094** | **100** | **1199** | **100** | **19003** | **100** | **19085** | **100** | **6820** | **100** | **10715** | **100** | **32403** | **100** | **3681** | **100** |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | *Aulacoseira granulata* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 | x | 0 | 40 | 1 |
| | | Melosirales | Melosiraceae | *Melosira varians* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 240 | 2 | 800 | 2 | 0 | 0 |
| | Bacillariophyceae | Bacillariales | Bacillariaceae | *Nitzschia spp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 520 | 2 | 0 | 0 |
| | | Cymbellales | Gomphonemataceae | *Gomphoneis sp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 120 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Naviculales | Naviculaceae | *Navicula spp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 160 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 80 | 1 | 40 | 0 | 0 | 0 |
| | | Surirellales | Surirellaceae | *Surirella spp* | 40 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Fragilariophyceae | Fragilariales | Fragilariaceae | *Asterionella formosa* | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 240 | 1 | 0 | 0 |
| | | | | *Diatoma moniliformis* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | 1601 | 5 | 40 | 1 |
| | | | | *Fragilaria spp* | 280 | 26 | 399 | 33 | 80 | 0 | 4112 | 22 | 2270 | 33 | 4000 | 37 | 1080 | 3 | 40 | 1 |
| | | | | *Hannaea arcus* | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | 40 | 0 | 40 | 1 |
| | | | | *Ulnaria sp* | x | 0 | 40 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 360 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Tabellariales | Tabellariaceae | *Tabellaria flocculosa* | x | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 800 | 4 | x | 0 | x | 0 | 5002 | 15 | 320 | 9 |
| | | | | *Pennada* | 0 | 0 | 40 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Ochrophyta | Chrysophyceae | Chromulinales | Dinobryaceae | *Dinobryon cilindricum* | 454 | 41 | 399 | 33 | 9987 | 53 | 7050 | 37 | 2270 | 33 | 5875 | 55 | 13316 | 41 | x | 0 |
| | Xanthophyceae | Tribonematales | Tribonemataceae | *Tribonema sp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4001 | 12 | 0 | 0 |
| Chlorophyta | Chlorophyceae | Tetrasporales | Sphaerocystidaceae | *Sphaerocystis schroeteri* | 320 | 29 | 320 | 27 | 8656 | 46 | 6962 | 36 | 2241 | 33 | x | 0 | 5762 | 18 | 3161 | 86 |
| Chlorophyta | Trebouxiophyceae | Chlorellales | Oocystaceae | *Oocystis lacustris* | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 160 | 1 | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | *Oocystis crassa colonia* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Charophyta | Conjugatophyceae (Zygnematophyceae) | Zygnematales | Zygnemataceae | *Mougeotia sp* | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Klebsormidiophyceae | Klebsormidiales | Elakatotrichaceae | *Elakathotrix gelatinosa* | 0 | 0 | x | 0 | x | 0 | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 |
| Dinophyta | Dinophyceae | Peridiniales | Peridiniaceae | *Peridinium willei* | x | 0 | x | 0 | x | 0 | x | 0 | x | 0 | x | 0 | x | 0 | x | 0 |
| Cryptophyta | Cryptophyceae | Cryptomonadales | Cryptomonadaceae | *Cryptomonas sp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 1 |
| | | | | **Riqueza de taxa (S)** | **8** | | **9** | | **9** | | **8** | | **11** | | **13** | | **14** | | **9** | |

**Tabla 16.** Parámetros físico – químicos de la columna de agua del lago Popetán, en invierno 2016.

| Prof. (m) | Temp. (°C) | Cond. (µS/cm) | Oxígeno (mg/L) | pH | N-$NH_4$ (µg/L) | N-$NO_2$ (µg/L) | N-$NO_3$ (µg/L) | NT (µg/L) | P-$PO_4$ (µg/L) | PT (µg/L) | Si-$SiO_2$ (µg/L) | Clorofila (µg/L) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | | **E1** | | | | | | |
| **0** | 8,5 | --- | 10,3 | 6,35 | 6,7 | < 2 | 40,1 | 207,3 | < 2 | 8,6 | 890 | 1,2 |
| **5** | 8,3 | --- | 10,4 | 6,36 | 8,9 | < 2 | 49,8 | 210,3 | < 2 | 9,0 | 893 | 0,9 |
| **10** | 8,3 | --- | 10,4 | 6,36 | 7,3 | < 2 | 51,5 | 208,3 | < 2 | 7,8 | 868 | 0,8 |
| **15** | --- | --- | --- | 6,30 | 8,4 | < 2 | 53,7 | 214,2 | < 2 | 7,4 | 860 | 0,8 |
| **Promedio** | 8,4 | | 10,3 | 6,34 | 7,8 | | 48,8 | 210,0 | | 8,2 | 878 | 0,9 |
| **Ds** | 0,12 | | 0,06 | 0,03 | 1,0 | | 6,01 | 3,0 | | 0,7 | 16 | 0,2 |
| | | | | | | **E2** | | | | | | |
| **0** | 8,6 | --- | 10,4 | 6,39 | 9,3 | < 2 | 49,0 | 194,7 | < 2 | 7,8 | 925 | 0,8 |
| **5** | 8,4 | --- | 10,4 | 6,46 | 7,2 | < 2 | 42,8 | 190,8 | < 2 | 8,2 | 978 | 0,9 |
| **10** | 8,3 | --- | 10,4 | 6,32 | 10,0 | < 2 | 45,3 | 194,7 | < 2 | 8,6 | 963 | 0,8 |
| **14,5** | 8,3 | --- | 10,4 | 6,36 | 9,3 | < 2 | 48,3 | 214,2 | < 2 | 7,8 | 938 | 0,9 |
| **Promedio** | 8,4 | | 10,4 | 6,38 | 8,9 | | 46,4 | 198,6 | | 8,1 | 951 | 0,8 |
| **Ds** | 0,1 | | 0 | 0,06 | 1,2 | | 2,9 | 10,5 | | 0,4 | 24 | 0,1 |

**Tabla 17.** Clasificación taxonómica del fitoplancton encontrado en el lago Popetán, densidad (cél/L), abundancia relativa (%) y riqueza de taxa por estación de muestreo.

| Lago Popetán | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Phylum** | **Clase** | **Orden** | **Familia** | **Taxa** | **E1** | | **E2** | |
| | | | | | **cél /L** | **%** | **cél /L** | **%** |
| | | | | | **2.736** | **100** | **4.786** | **100** |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | *Aulacoseira spp* | 0 | 0 | x | 0 |
| | | Rhizosoleniales | Rhizosoleniaceae | *Urosolenia eriensis* | 360 | 13 | 0 | 0 |
| | Bacillariophycidae | Bacillariales | Bacillariaceae | *Nitzschia spp* | 0 | 0 | 80 | 2 |
| | | Naviculales | Gomphonemataceae | *Gomphonema spp* | 40 | 1 | 0 | 0 |
| | Fragilariophyceae | Fragilariales | Fragilariaceae | *Asterionella formosa* | 200 | 7 | x | 0 |
| | | | | *Tabellaria flocculosa* | 280 | 10 | 840 | 18 |
| | | | | *Pennada sp* | 40 | 1 | 0 | 0 |
| Chlorophyta | Chlorophyceae | Sphaeropleales | Selenastraceae | *Kirchneriella obesa* | x | 0 | 0 | 0 |
| | | Tetrasporales | Sphaerocystidaceae | *Sphaerocystis schroeteri* | x | 0 | x | 0 |
| Charophyta | Conjugatophyceae (Zygnematophyceae) | Desmidiales | Desmidiaceae | *Cosmarium aff binut* | 0 | 0 | x | 0 |
| | | | | *Staurastrum aff leptocanthum* | x | 0 | 0 | 0 |
| | | Zygnematales | Zygnemataceae | *Mougeotia sp* | x | 0 | x | 0 |
| Cyanobacteria | Cyanophyceae | Oscillatoriales | Oscillatoriaceae | *Phormidium sp* | x | 0 | 0 | 0 |
| Cryptophyta | Cryptophyceae | Cryptomonadales | Cryptomonadaceae | *Cryptomonas sp* | 1816 | 66 | 3866 | 81 |
| Dinophyta | Dinophyceae | Peridiniales | Peridiniaceae | *Peridinium sp* | x | 0 | 0 | 0 |
| | | | | **Riqueza de taxa (S)** | **12** | | **8** | |

**Tabla 18.** Parámetros físico – químicos de la columna de agua del lago Huillinco, en invierno 2016.

| Prof. (m) | Temp. (°C) | Cond. (µS/cm) | Oxígeno (mg/L) | pH | $N\text{-}NH_4$ (µg/L) | $N\text{-}NO_2$ (µg/L) | $N\text{-}NO_3$ (µg/L) | NT (µg/L) | $P\text{-}PO_4$ (µg/L) | PT (µg/L) | $Si\text{-}SiO_2$ (µg/L) | Clorofila (µg/L) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | | **100617** | | | | | | |
| **0** | 9,8 | 3309 | 9,2 | 7,85 | 3 | < 2 | 17,3 | 187,9 | 2,2 | 14,5 | 2599 | 7,0 |
| **5** | 10,3 | 4588 | 9,3 | 7,1 | 3 | < 2 | 52,8 | 195,7 | 3,2 | 15,0 | 2562 | 2,0 |
| **10** | 13,7 | 18035 | 0,6 | 6,82 | < 3 | < 2 | 20,3 | 251,1 | 2,0 | 15,0 | 2779 | 0,7 |
| **15** | 13,7 | 20970 | 0,2 | 7,31 | 4,2 | < 2 | < 2 | 244,3 | 3,8 | 14,0 | 2232 | 0,2 |
| **20** | 13,2 | 26973 | 0,002 | 7,07 | * | 2,0 | * | 2805,3 | 62,7 | 78,2 | 3225 | 0,1 |
| **30** | s/d | s/d | s/d | 6,92 | * | 10,7 | * | 3178,4 | 194,4 | 202,2 | 623 | 0,1 |
| **Promedio** | 12,1 | 14775 | 3,9 | 7,2 | 3,4 | 6,3 | 30,1 | 1143,8 | 44,7 | 56,5 | 2337 | 1,7 |
| **Ds** | 1,9 | 10405 | 4,9 | 0,4 | 0,7 | 6,2 | 19,7 | 1436,6 | 77,1 | 75,8 | 900 | 2,7 |
| | | | | | | **100520** | | | | | | |
| **0** | 9,6 | 2658 | 9,9 | 7,4 | 3,6 | < 2 | < 2 | 189,8 | 3,0 | 15,0 | 2282 | 1,1 |
| **5** | 10,4 | 3908 | 9,2 | 7,22 | 7,8 | < 2 | 19,8 | 168,4 | 3,2 | 15,6 | 1871 | 0,1 |
| **10** | 13,6 | 18309 | 0,3 | 7,31 | 24,9 | < 2 | 56,7 | 254,1 | 2,6 | 15,0 | 2140 | 0,5 |
| **15** | 13,7 | 22107 | 0,1 | 7,18 | 577,5 | 2,2 | 9,4 | 1082,3 | 3,4 | 37,0 | 2375 | 0,2 |
| **20** | 13,2 | 27876 | 0,002 | 7,61 | 938,3 | < 2 | < 2 | 2675,5 | 32,5 | 50,4 | 2898 | 0,2 |
| **30** | 13,3 | 33385 | 0,05 | 7,11 | 954,8 | < 2 | * | 7894,2 | 175,8 | 196,4 | 3577 | 0,2 |
| **40** | s/d | s/d | s/d | 6,62 | * | < 2 | * | 8348,5 | 217,2 | 265,7 | 4457 | 0,2 |
| **Promedio** | 12,3 | 18040 | 3,3 | 7,2 | 417,8 | 2,2 | 28,6 | 2944,7 | 62,5 | 85,0 | 2800 | 0,4 |
| **Ds** | 1,8 | 12531 | 4,9 | 0,3 | 464,5 | | 24,9 | 3646,4 | 92,9 | 102,6 | 923 | 0,4 |
| | | | | | | **E 18** | | | | | | |
| **0** | 9,5 | 2686 | 10,2 | 7,22 | < 3 | < 2 | < 2 | 201,5 | 3,4 | 17,7 | 2821 | 3,0 |
| **5** | 9,5 | 2779 | 10,1 | 6,19 | 3 | < 2 | 6,1 | 193,7 | 2,4 | 17,1 | 2704 | 3,0 |
| **10** | 13,6 | 18174 | 0,2 | 6,51 | 7,5 | < 2 | 53,5 | 229,7 | < 2 | 10,3 | 2429 | 0,2 |
| **15** | 13,5 | 21832 | 0,02 | 7,27 | 934,1 | < 2 | 7,6 | 1919,4 | 3,0 | 34,5 | 2619 | 0,2 |
| **20** | 13,2 | 27327 | 0,01 | 7,25 | 1163,0 | < 2 | < 2 | 2854,0 | 24,6 | 52,0 | 3055 | 0,1 |
| **30** | 13,3 | 33403 | 0,1 | 7,01 | * | < 2 | * | 6401,6 | 135,3 | 155,8 | 3295 | 0,1 |
| **40** | 13,3 | 33501 | 0,1 | 6,99 | * | 2,9 | * | 6369,2 | 166,0 | 291,2 | 4365 | 0,2 |
| **45** | s/d | s/d | s/d | 6,95 | * | 3,3 | * | 6563,9 | 280,6 | 812,7 | 4335 | 1,8 |
| **Promedio** | 12,3 | 19957 | 2,9 | 6,9 | 526,9 | 3,1 | 22,4 | 3091,6 | 87,9 | 173,9 | 3203 | 1,1 |
| **Ds** | 1,9 | 13030 | 4,9 | 0,4 | 609,6 | 0,3 | 26,9 | 2930,8 | 108,9 | 275,7 | 756 | 1,3 |
| | | | | | | **100616** | | | | | | |
| **0** | 8,9 | 2023 | 10,4 | 6,39 | < 3 | < 2 | < 2 | 221,0 | < 2 | 16,1 | 2694 | 1,9 |
| **5** | 10,5 | 3430 | 9,6 | 6,90 | 3 | < 2 | 2,4 | 257,0 | 2 | 88,6 | 2143 | 2,0 |
| **Promedio** | 9,7 | 2727 | 10 | 6,65 | 3 | | 2,4 | 239,0 | 2 | 52,4 | 2418 | 2,0 |
| **Ds** | 1,2 | 995 | 0,6 | 0,36 | | | | 25,5 | | 51,3 | 390 | 0,1 |
| | | | | | | **100968** | | | | | | |
| **0** | 8,8 | 2141 | 10,4 | 6,44 | 3,2 | < 2 | < 2 | 211,2 | 2 | 18,2 | 955 | 7,5 |
| **5** | 10,8 | 3696 | 9,2 | 6,56 | 4,4 | < 2 | 7,4 | 215,1 | < 2 | 13,0 | 741 | 2,8 |
| **Promedio** | 9,8 | 2919 | 9,8 | 6,50 | 3,8 | | 7,4 | 213,2 | 2 | 15,6 | 848 | 5,1 |
| **Ds** | 1,4 | 1099 | 0,9 | 0,08 | 0,9 | | | 2,8 | | 3,7 | 152 | 3,3 |
| | | | | | | **101212** | | | | | | |
| **0** | 9,0 | 2278 | 9,96 | 6,10 | < 3 | < 2 | < 2 | 207,3 | < 2 | 14,0 | 709 | 4,2 |
| **5** | 10,6 | 3583 | 9,7 | 6,17 | 3,2 | < 2 | 30,4 | 440,9 | < 2 | 15,6 | 702 | 1,5 |
| **10** | 13,8 | 17293 | 2,6 | 6,50 | 17,3 | < 2 | 27,0 | 201,3 | < 2 | 15,0 | 1661 | 0,6 |
| **15** | 13,6 | 21686 | 0,2 | 6,73 | 137,6 | < 2 | 8,4 | 4162,8 | < 2 | 16,1 | 1445 | 0,2 |
| **20** | 13,2 | 27429 | 0,03 | 6,90 | 1783,6 | < 2 | < 2 | 3973,4 | 17,5 | 68,4 | 1828 | 0,2 |
| **Promedio** | 12,0 | 14454 | 4,5 | 6,48 | 485,4 | | 21,9 | 1797,1 | 17,5 | 25,8 | 1269 | 1,3 |
| **Ds** | 2,1 | 11126 | 5 | 0,35 | 867,5 | | 11,9 | 2076,4 | | 23,8 | 532 | 1,7 |
| | | | | | | **C 1** | | | | | | |
| **0** | 8,8 | 1847 | 10,2 | 7,21 | < 3 | < 2 | < 2 | 228,8 | < 2 | 16,1 | 2497 | 2,9 |
| **5** | 10,5 | 3690 | 9,6 | 6,13 | 3 | < 2 | 4,9 | 203,5 | < 2 | 12,4 | 2799 | 2,6 |
| **10** | 13,8 | 17610 | 2,3 | 6,7 | 4,5 | < 2 | 51,3 | 187,9 | < 2 | 12,4 | 2729 | 0,8 |
| **15** | 13,5 | 21337 | 0,2 | 7,3 | 110,8 | < 2 | 12,6 | 389,5 | 2 | 18,2 | 2407 | 0,3 |
| **20** | 13,2 | 27184 | 0,1 | 7,06 | 118,5 | < 2 | < 2 | 2827,9 | 32,5 | 55,3 | 3085 | 0,2 |
| **30** | 13,3 | 33326 | 0,1 | 7,01 | 1492,9 | < 2 | * | 7634,6 | 130,1 | 187,0 | 3627 | 0,1 |
| **40** | 13,3 | 33489 | 0,1 | 6,95 | * | < 2 | * | 8673,0 | 237,0 | 280,0 | 3846 | 0,2 |
| **45** | 13,3 | 33514 | 0,1 | 6,96 | * | < 2 | * | 8900,1 | 229,1 | 299,9 | 4472 | 0,1 |
| **Promedio** | 12,5 | 21500 | 2,8 | 6,9 | 345,9 | | 22,9 | 3630,7 | 126 | 110,2 | 3183 | 0,9 |
| **Ds** | 1,8 | 12977 | 4,4 | 0,4 | 643,6 | | 24,9 | 4062,8 | 108,5 | 125,4 | 731 | 1,2 |

s/d: Sin dato. *Interferencia en el análisis.

**Tabla 19.** Clasificación taxonómica del fitoplancton encontrado en el lago Huillinco, densidad (cél/L), abundancia relativa (%) y riqueza de taxa por estación de muestreo.

| Lago Huillinco | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Phylum** | **Clase** | **Orden** | **Familia** | **Taxa** | **100617** | | **100617 (fondo)** | | **100520 (sup)** | | **E18 (sup)** | | **E18 (fondo)** | |
| | | | | | **cél/L** | **%** | **cél/L** | **%** | **cél/L** | **%** | **cél/L** | **%** | **cél/L** | **%** |
| | | | | | **80** | **100** | **57620** | **100** | **946** | **100** | **1239** | **100** | **7473** | **100** |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Thalassiosirales | Stephanodiscaceae | *Cyclotella meneghiniana* | 80 | 100 | 360 | 1 | 666 | 70 | 200 | 16 | 799 | 11 |
| | | | Chaetocerotaceae | *Chaetoceros spp* | 0 | 0 | 46940 | 81 | x | 0 | 200 | 16 | 4794 | 64 |
| | | Rhizosoleniales | Rhizosoleniaceae | *Urosolenia eriensis* | x | 0 | x | 0 | x | 0 | x | 0 | x | 0 |
| | Bacillariophyceae | Achnanthales | Cocconeidaceae | *Cocconeis spp* | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Bacillariales | Bacillariaceae | *Hantzchia spp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 1 |
| | | | Pleurosigmataceae | *Gyrosigma spp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | x | 0 |
| | | | Pinnulariaceae | *Pinnularia spp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 1 |
| | Fragilariophyceae | Fragilariales | Fragilariaceae | *Diatoma moniliformis* | x | 0 | 3201 | 6 | 160 | 17 | 40 | 3 | 200 | 3 |
| | | | | *Fragilaria sp* | 0 | 0 | 1997 | 3 | x | 0 | x | 0 | x | 0 |
| Charophyta | Conjugatophyceae (Zygnematophyceae) | Desmidiales | Closteriaceae | *Closterium acutum var variabile* | x | 0 | 1601 | 3 | 120 | 13 | 799 | 64 | 1601 | 21 |
| | | | Gonatozygaceae | *Gonatozygon sp* | 0 | 0 | 1601 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Chlorophyta | Chlorophyceae | Oedogoniales | Oedogoniaceae | *Oedogonium sp* | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Volvocales | Volvocaceae | *Eudorina elegans* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Cyanobacteria | Cyanophyceae | Nostocales | Nostocaceae | *Dolichospermum flos-aquae* | 0 | 0 | 1881 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Dinophyta | Dinophyceae | Peridiniales | Peridiniaceae | *Parvodinium cf. inconspicuum* | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | **Riqueza de taxa (S)** | **6** | | **10** | | **6** | | **7** | | **9** | |

**Continuación Tabla 19**. Clasificación taxonómica del fitoplancton encontrado en el lago Huillinco, densidad (cél/L), abundancia relativa (%) y riqueza de taxa por estación de muestreo.

| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | 100616 | | 100968 | | 101212 | | C1 (sup) | | C1 (fondo) | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | cél/L | % | cél/L | % | cél/L | % | cél/L | % | cél/L | % |
| | | | | | 12004 | 100 | 10171 | 100 | 3997 | 100 | 15950 | 100 | 0 | 100 |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | *Aulacoseira granulata* | x | 0 | x | 0 | 80 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | *Aulacoseira distans* | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Thalassiosirales | Stephanodiscaceae | *Cyclotella meneghiniana* | 840 | 7 | 1120 | 11 | 120 | 3 | 240 | 2 | 0 | 0 |
| | | | Chaetocerotaceae | *Chaetoceros spp* | x | 0 | 0 | 0 | 1598 | 40 | 7990 | 50 | x | 0 |
| | | Rhizosoleniales | Rhizosoleniaceae | *Urosolenia eriensis* | x | 0 | x | 0 | 799 | 20 | x | 0 | x | 0 |
| | Bacillariophyceae | Achnanthales | Achnanthidiaceae | *Achnanthidium spp* | 0 | 0 | 624 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | Cocconeidaceae | *Cocconeis spp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | *Nitzschia spp* | 120 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 |
| | | Naviculales | Gomphonemataceae | *Gomphonema spp* | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | Pleurosigmataceae | *Navicula spp* | 80 | 1 | 80 | 1 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 |
| | Fragilariophyceae | Fragilariales | Fragilariaceae | *Diatoma moniliformis* | 2641 | 22 | 480 | 5 | 200 | 5 | 560 | 4 | x | 0 |
| | | | | *Fragilaria crotonensis* | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | *Asterionella formosa* | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | *Fragilaria sp* | 400 | 3 | 120 | 1 | 0 | 0 | 40 | 0 | x | 0 |
| | | | | *Pennada* | 0 | 0 | 80 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Charophyta | Conjugatophyceae (Zygnematophyceae) | Desmidiales | Closteriaceae | *Closterium acutum var variable* | 6962 | 58 | 4321 | 42 | 1120 | 28 | 4802 | 30 | x | 0 |
| | | | Desmidiaceae | *Staurastrum aff gracile* | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Chlorophyta | Chlorophyceae | Tetrasporales | Sphaerocystidaceae | *Sphaerocystis schroeteri* | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Sphaeropleales | Selenastraceae | *Monoraphidium contortum* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1598 | 10 | 0 | 0 |
| | | | Scenedesmaceae | *Coelastrum sp* | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Volvocales | Volvocaceae | *Eudorina elegans* | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Cyanobacteria | Cyanophyceae | Nostocales | Nostocaceae | *Dolichospermum flos-aquae* | 920 | 8 | 2641 | 26 | x | 0 | 600 | 4 | x | 0 |
| Euglenophyta | Euglenophyceae | Euglenales | Euglenaceae | *Euglena sp* | 0 | 0 | 40 | 0 | 40 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Dinophyta | Dinophyceae | Gonyaulacales | Ceratiaceae | *Ceratium sp* | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Peridiniales | Peridiniaceae | *Parvodinium cf. inconspicuum* | 0 | 0 | 624 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | *Perdinium sp* | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | x | 0 | x | 0 |
| | | | | **Riqueza de taxa (S)** | **14** | | **16** | | **9** | | **11** | | **7** | |

**Tabla 20.** Parámetros físico – químicos de la columna de agua del lago Cucao, en invierno 2016.

| Prof. (m) | Temp. (°C) | Cond. (µS/cm) | Oxígeno (mg/L) | pH | N-$NH_4$ (µg/L) | N-$NO_2$ (µg/L) | N-$NO_3$ (µg/L) | NT (µg/L) | P-$PO_4$ (µg/L) | PT (µg/L) | Si-$SiO_2$ (µg/L) | Clorofila (µg/L) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | | **E 3** | | | | | | |
| **0** | 9,1 | 3288 | 10,4 | 7,50 | < 3 | < 2 | < 2 | 161,7 | 2,6 | 12,6 | 1337 | 2,8 |
| **5** | 9,1 | 3314 | 10,4 | 7,00 | 3,2 | < 2 | < 2 | 161,1 | 2,3 | 10,2 | 2429 | 5,5 |
| **Promedio** | 9,1 | 3301,1 | 10,4 | 7,25 | 3,2 | | | 161,4 | 2,5 | 11,4 | 1883 | 4,1 |
| **Ds** | 0 | 18,5 | 0 | 0,35 | | | | 0,5 | 0,2 | 1,7 | 773 | 1,9 |
| | | | | | | **E 2** | | | | | | |
| **0** | 9,1 | 3260 | 10,1 | 7,03 | < 3 | < 2 | < 2 | 153,9 | < 2 | 11,8 | 1033 | 2,9 |
| **5** | 9,1 | 3316 | 10,3 | 7,19 | < 3 | < 2 | 2,0 | 148,7 | < 2 | 15,8 | 1644 | 3,0 |
| **10** | 13,7 | 17251 | 3,3 | 6,59 | 4,3 | < 2 | 35,9 | 159,1 | < 2 | 13,0 | 606 | 1,06 |
| **Promedio** | 10,6 | 7942 | 7,9 | 6,94 | 4,3 | | 18,9 | 153,9 | | 13,5 | 1094 | 2,3 |
| **Ds** | 2,7 | 8061 | 4,0 | 0,31 | | | 24,0 | 5,2 | | 2,04 | 522 | 1,1 |
| | | | | | | **100618 (E1)** | | | | | | |
| **0** | 8,9 | 2484 | 10,3 | 7,60 | < 3 | < 2 | < 2 | 141,6 | < 2 | 14,6 | 594 | 2,6 |
| **5** | 9,1 | 3466 | 10,2 | 7,30 | < 3 | < 2 | < 2 | 138,3 | < 2 | 14,2 | 938 | 4,9 |
| **Promedio** | 9,0 | 2975 | 10,3 | 7,45 | | | | 140,0 | | 14,4 | 766 | 3,8 |
| **Ds** | 0,2 | 694 | 0,02 | 0,21 | | | | 2,3 | | 0,3 | 243 | 1,6 |
| | | | | | | **C1** | | | | | | |
| **0** | 9,0 | 3260 | 10,2 | 7,70 | < 3 | < 2 | < 2 | 163,0 | 2,0 | 17,3 | 1295 | 2,8 |
| **5** | 9,0 | 3286 | 10,4 | 6,57 | < 3 | < 2 | < 2 | 166,2 | < 2 | 16,6 | 499 | 2,8 |
| **10** | 13,7 | 17528 | 5,2 | 6,82 | < 3 | < 2 | 54,2 | 162,3 | < 2 | 11,8 | 1960 | 1,9 |
| **15** | 13,9 | 25561 | 3,0 | 7,01 | 5,9 | < 2 | 37,9 | 167,5 | < 2 | 22,5 | 1599 | 1,4 |
| **20** | 12,7 | 26895 | 1,9 | 7,00 | 6,9 | < 2 | 45,8 | 163,0 | 4,7 | 36,0 | 1302 | 0,7 |
| **Promedio** | 11,7 | 15306 | 6,1 | 7,02 | 6,4 | | 46,0 | 164,4 | 3,3 | 20,8 | 1331 | 1,9 |
| **Ds** | 2,5 | 11554 | 4,0 | 0,42 | 0,7 | | 8,2 | 2,3 | 1,9 | 9,3 | 539 | 0,9 |
| | | | | | | **C2** | | | | | | |
| **0** | 9,1 | 3058 | 10,3 | 7,37 | < 3 | < 2 | < 2 | 149,4 | 2,0 | 14,2 | 791 | 2,6 |
| **5** | 9,1 | 3154 | 10,3 | 7,25 | < 3 | < 2 | < 2 | 146,1 | < 2 | 13,4 | 611 | 5,4 |
| **10** | 13,2 | 16831 | 4,9 | 7,02 | < 3 | < 2 | 32,9 | 144,8 | 2,3 | 13,8 | 908 | 0,8 |
| **15** | 13,8 | 25449 | 2,3 | 7,16 | < 3 | < 2 | 61,2 | 167,5 | 5,5 | 16,6 | 2557 | 0,3 |
| **20** | s/d | s/d | s/d | 7,32 | < 3 | < 2 | 71,8 | 207,1 | 5,5 | 25,3 | 673 | 0,2 |
| **Promedio** | 11,3 | 12123 | 6,9 | 7,22 | | | 55,3 | 163,0 | 3,8 | 16,6 | 1108 | 1,9 |
| **Ds** | 2,6 | 10990 | 4,0 | 0,14 | | | 20,1 | 26,3 | 1,9 | 5,0 | 818 | 2,2 |

s/d: Sin dato.

**Tabla 21.** Clasificación taxonómica del fitoplancton encontrado en el lago Cucao, densidad (cél/L), abundancia relativa (%) y riqueza de taxa por estación de muestreo.

| Lago Cucao | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | E3 | | C2 | | C1 | | E2 | | E1 | |
| | | | | | cél /L | % | cél /L | % | cél /L | % | cél /L | % | cél /L | % |
| | | | | | 46.447 | 100 | 43.877 | 100 | 18.123 | 100 | 47.431 | 100 | 29.472 | 100 |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyce | Rhizosoleniales | Rhizosoleniaceae | *Urosolenia eriensis* | 0 | 0 | 799 | 2 | 0 | 0 | 1665 | 4 | 0 | 0 |
| | | Thalassiosirales | Chaetocerotaceae | *Chaetoceros sp* | 6914 | 15 | 25567 | 58 | x | 0 | 22471 | 47 | 8989 | 30 |
| | | | Stephanodiscaceae | *Cyclotella meneghiniana* | 240 | 1 | 799 | 2 | 40 | 0 | 3329 | 7 | 1997 | 7 |
| | Bacillariophycidae | Bacillariales | Bacillariaceae | *Nitzschia sp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 |
| | | Naviculales | Pleurosigmataceae | *Gyrosigma sp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | Diploneidaceae | *Diploneis sp* | 40 | 0 | 40 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 |
| | | | Gomphonemataceae | *Gomphonema sp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 |
| | Fragilariophyceae | Fragilariales | Fragilariaceae | *Asterionella formosa* | x | 0 | 680 | 2 | 480 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | *Diatoma moniliformis* | 25488 | 55 | 4201 | 10 | 10603 | 59 | 14685 | 31 | 11684 | 40 |
| | | | | *Hannaea arcus* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | *Fragilaria sp* | 120 | 0 | 2397 | 5 | 1997 | 11 | 120 | 0 | 440 | 1 |
| Charophyta | Conjugatophyceae (Zygnematophycea | Desmidiales | Closteriaceae | *Closterium acutum var variabile* | 4441 | 10 | 3001 | 7 | 2881 | 16 | 2801 | 6 | 3721 | 13 |
| Chlorophyta | Chlorophyceae | Sphaeropleales | Selenastraceae | *Monoraphidium contortum* | 0 | 0 | 799 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Trebouxiophyceae | Chlorellales | Oocystaceae | *Oocystis sp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Cyanobacteria | Cyanophyceae | Nostocales | Nostocaceae | *Dolichospermum aff flos-aquae* | 9203 | 20 | 5593 | 13 | 2001 | 11 | 2241 | 5 | 2601 | 9 |
| | | | | **Riqueza de taxa (S)** | **8** | | **10** | | **10** | | **10** | | **7** | |

**Tabla 22.** Parámetros físico – químicos de la columna de agua del lago Tarahuín, en otoño 2016.

| Prof. (m) | Temp. (°C) | Cond. (µS/cm) | Oxígeno (mg/L) | pH | N-$NH_4$ (µg/L) | N-$NO_2$ (µg/L) | N-$NO_3$ (µg/L) | NT (µg/L) | P-$PO_4$ (µg/L) | PT (µg/L) | Si-$SiO_2$ (µg/L) | Clorofila (µg/L) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | | **100436** | | | | | | |
| **0** | 11,6 | 59* | 8,69 | 7,24 | 4,1 | < 2 | 17,5 | 181,0 | 3,6 | 15,0 | 1729 | 2,14 |
| **5** | 11,4 | 58* | 8,54 | 7,22 | 3,1 | < 2 | 19,3 | 168,0 | 4,2 | 14,0 | 1474 | 3,10 |
| **10** | 11,4 | 58* | 8,56 | 7,16 | 4,4 | < 2 | 20,0 | 165,4 | 4,4 | 14,0 | 1257 | 3,29 |
| **Promedio** | 11,5 | 58,3 | 8,59 | 7,21 | 3,9 | | 18,9 | 171,4 | 4,1 | 14,3 | 1487 | 2,8 |
| **Ds** | 0,1 | 0,6 | 0,1 | 0,0 | 0,7 | | 1,3 | 8,3 | 0,4 | 0,6 | 236 | 0,6 |
| | | | | | | **100521** | | | | | | |
| **0** | 11,4 | 58* | 8,08 | 7,07 | 7,1 | < 2 | 19,3 | 125,1 | 3,6 | 14,0 | 1247 | 1,77 |
| **5** | 11,4 | 59* | 8,01 | 7,10 | 7,8 | < 2 | 19,5 | 168,0 | 3,4 | 13,0 | 2005 | 2,27 |
| **10** | 11,4 | 59* | 7,98 | 7,10 | 7,2 | < 2 | 18,5 | 173,2 | 3,6 | 13,0 | 1282 | 2,09 |
| **15** | 11,4 | 58* | 8,06 | 7,10 | 8,8 | < 2 | 17,5 | 170,6 | 3,4 | 13,0 | 1636 | 1,56 |
| **20** | 11,3 | 59* | 8,25 | 7,11 | 7,8 | < 2 | 13,1 | 165,4 | 4,0 | 15,6 | 1377 | 1,48 |
| **25** | s/d | 59* | s/d | 7,14 | 10,1 | < 2 | 12,8 | 483,3 | 7,8 | 282,0 | 1704 | 25 |
| **Promedio** | 11,4 | 58,7 | 8,07 | 7,10 | 8,1 | | 16,8 | 214,3 | 4,3 | 58,4 | 1542 | 5,7 |
| **Ds** | 0,1 | 0,5 | 0,1 | 0,0 | 1,1 | | 3,1 | 133,0 | 1,7 | 109,6 | 294 | 9,5 |
| | | | | | | **C 1** | | | | | | |
| **0** | 11,4 | 58* | 8,06 | 6,84 | 6,1 | < 2 | 12,1 | 149,8 | 2,4 | 14,0 | 693 | 2 |
| **5** | 11,4 | 59* | 7,97 | 7,03 | 7,5 | < 2 | 14,8 | 144,6 | 3,4 | 13,5 | 614 | 1,8 |
| **10** | 11,4 | 59* | 7,93 | 7,07 | 10,0 | < 2 | 12,6 | 151,1 | 3,2 | 12,4 | 741 | 1,9 |
| **15** | 11,4 | 59* | 7,82 | 6,98 | 7,2 | < 2 | 13,2 | 193,9 | 3,2 | 13,5 | 718 | 1,8 |
| **20** | 11,4 | 60* | 7,56 | 6,86 | 18,0 | < 2 | 12,5 | 209,5 | 3,6 | 18,7 | 818 | 1,1 |
| **25** | 11,3 | 59* | 6,70 | 6,68 | 23,4 | < 2 | 9,6 | 304,3 | 3,8 | 55,4 | 1302 | 4,9 |
| **Promedio** | 11,4 | 59 | 7,67 | 6,91 | 12 | | 12,5 | 192,2 | 3,3 | 21,2 | 814 | 2,3 |
| **Ds** | 0,1 | 0,6 | 0,5 | 0,1 | 7,0 | | 1,7 | 61,0 | 0,5 | 16,9 | 248 | 1,3 |

*Mediciones realizadas con multiparámetro. s/d: Sin dato.

**Tabla 23.** Clasificación taxonómica del fitoplancton encontrado en el lago Tarahuín, densidad (cél/L), abundancia relativa (%) y riqueza de taxa por estación de muestreo.

| Lago Tarahuin | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Phylum** | **Clase** | **Orden** | **Familia** | **Taxa** | **C1** | | **100436** | | **100521** | |
| | | | | | **cél/L** | **%** | **cél/L** | **%** | **cél/L** | **%** |
| | | | | | **140.006** | **100** | **98.176** | **100** | **203.153** | **100** |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | *Aulacoseira granulata* | 28929 | 21 | 9603 | 10 | 103434 | 51 |
| | | | | *Aulacoseira varians* | 99873 | 71 | 66166 | 67 | 78723 | 39 |
| | | Thalassiosirales | Stephanodiscaceae | *Cyclotella sp* | 800 | 1 | x | 0 | 2350 | 1 |
| | | Melosirales | Melosiraceae | *Melosira sp* | 40 | 0 | 0 | 0 | 160 | 0 |
| | Bacillariophyceae | Cymbellales | Gomphonemataceae | *Gomphonema sp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 |
| | Fragilariophyceae | Fragilariales | Fragilariaceae | *Asterionella formosa* | 1601 | 1 | 3601 | 4 | 4321 | 2 |
| | | | | *Fragilaria crotonensis* | 6242 | 4 | 320 | 0 | 12964 | 6 |
| | | Tabellariales | Tabellariaceae | *Tabellaria fenestrata* | 680 | 0 | x | 0 | x | 0 |
| | | | | *Tabellaria flocculosa* | 0 | 0 | 0 | 0 | 160 | 0 |
| Chlorophyta | Chlorophyceae | Volvocales | Volvocaceae | *Eudorina elegans* | 0 | 0 | x | 0 | x | 0 |
| | | | | *Volvox aureus* | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 |
| | | Tetrasporales | Sphaerocystidaceae | *Sphaerocystis schroeteri* | x | 0 | x | 0 | x | 0 |
| | | Sphaeropleales | Scenedesmaceae | *Coelastrum sp* | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Charophyta | Conjugatophyceae (Zygnematophyceae) | Desmidiales | Closteriaceae | *Closterium acutum var variabile* | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 |
| | | | Desmidiaceae | *Staurastrum aff gracile* | 80 | 0 | x | 0 | x | 0 |
| | Klebsormidiophyceae | Klebsormidiales | Elakatotrichaceae | *Elakathtrix gelatinosa* | 0 | 0 | 160 | 0 | 0 | 0 |
| Cyanobacteria | Cyanophyceae | Nostocales | Nostocaceae | *Dolichospermum (ex Anabaena) aff flos-aquae* | 0 | 0 | 11604 | 12 | 0 | 0 |
| Cryptophyta | Cryptophyceae | Cryptomonadales | Cryptomonadaceae | *Cryptomonas sp* | 0 | 0 | 200 | 0 | 0 | 0 |
| Dinophyta | Dinophyceae | Gonyaulacales | Ceratiaceae | *Ceratium furcoides* | 1080 | 1 | 3001 | 3 | 800 | 0 |
| | | Peridiniales | Peridiniaceae | *Peridinium cinctum* | 680 | 0 | 3521 | 4 | 160 | 0 |
| | | | | **Riqueza de taxa (S)** | **12** | | **15** | | **15** | |

**Tabla 24.** Parámetros físico – químicos de la columna de agua del lago Natri, en otoño 2016.

| Prof. (m) | Temp. (°C) | Cond. (µS/cm) | Oxígeno (mg/L) | pH | N-$NH_4$ (µg/L) | N-$NO_2$ (µg/L) | N-$NO_3$ (µg/L) | NT (µg/L) | P-$PO_4$ (µg/L) | PT (µg/L) | Si-$SiO_2$ (µg/L) | Clorofila (µg/L) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | | **100437** | | | | | | |
| **0** | 11,8 | 48* | 9,7 | 7,08 | 6,3 | < 2 | 21,8 | 144,6 | < 2 | 7,2 | 244 | 4,2 |
| **5** | 11,8 | 50* | 9,6 | 7,15 | 4,5 | < 2 | 11,6 | 165,4 | < 2 | 7,7 | 436 | 2,4 |
| **10** | 11,8 | 49* | 9,6 | 7,13 | 3,5 | < 2 | 28,9 | 149,8 | 2,0 | 7,7 | 392 | 4,7 |
| **15** | 11,8 | 48* | 9,6 | 7,04 | 4,6 | < 2 | 23,7 | 152,4 | 2,6 | 8,2 | 264 | 8,9 |
| **20** | 11,8 | 49* | 9,6 | 6,79 | 4,5 | < 2 | 18,5 | 157,6 | 2,2 | 7,2 | 441 | 7,2 |
| **30** | 10,5 | 47* | 5,0 | 6,36 | < 3 | < 2 | 97,9 | 340,6 | 2,4 | 15,0 | 259 | 1,9 |
| **Promedio** | 11,6 | 48,5 | 8,8 | 6,93 | 4,7 | | 33,7 | 185,1 | 2,3 | 8,8 | 340 | 4,9 |
| **Ds** | 0,5 | 1,0 | 1,9 | 0,31 | 1,0 | | 32,0 | 76,5 | 0,3 | 3,1 | 93 | 2,7 |
| | | | | | | **100600** | | | | | | |
| **0** | 12,0 | 48* | 9,8 | 7,11 | 3,7 | < 2 | 33,4 | 138,1 | < 2 | 6,1 | 372 | 7,2 |
| **5** | 11,9 | 48* | 9,8 | 7,30 | 5,2 | < 2 | 25,7 | 144,6 | < 2 | 5,6 | 262 | 6,6 |
| **10** | 11,8 | 48* | 9,6 | 7,18 | 3,0 | < 2 | 25,5 | 157,6 | < 2 | 6,1 | 369 | 6,6 |
| **15** | 11,8 | 48* | 9,6 | 7,13 | 3,2 | < 2 | 128,6 | 139,4 | 2,0 | 6,1 | 434 | 6,1 |
| **20** | 11,8 | 48* | 9,6 | 6,84 | 3,0 | < 2 | 127,4 | 178,4 | < 2 | 7,2 | 369 | 6,6 |
| **30** | 10,3 | 47* | 5,6 | 6,52 | < 3 | < 2 | 201,8 | 291,3 | 4,0 | 10,3 | 324 | 0,4 |
| **Promedio** | 11,6 | 47,8 | 9,0 | 7,01 | 3,6 | | 90,4 | 174,9 | 3,0 | 6,9 | 355 | 5,6 |
| **Ds** | 0,6 | 0,4 | 1,6 | 0,29 | 0,92 | | 73,3 | 59,0 | 1,4 | 1,7 | 58 | 2,5 |
| | | | | | | **100427** | | | | | | |
| **0** | 12,0 | 49* | 10,0 | 7,53 | < 3 | < 2 | 30,4 | 190,0 | 2,0 | 7,2 | 329 | 8,0 |
| **5** | 11,9 | 47* | 9,8 | 7,28 | 3,0 | < 2 | 28,9 | 204,3 | 2,0 | 7,2 | 247 | 7,9 |
| **10** | 11,9 | 48* | 9,7 | 7,26 | 4,5 | < 2 | 30,4 | 193,9 | < 2 | 6,1 | 392 | 6,6 |
| **15** | 11,9 | 48* | 9,6 | 7,18 | 4,8 | < 2 | 29,9 | 183,6 | < 2 | 6,7 | 372 | 7,2 |
| **20** | 11,9 | 48* | 9,6 | 7,22 | 5,6 | < 2 | 33,4 | 196,5 | < 2 | 6,7 | 461 | 7,8 |
| **25** | s/d | 49* | s/d | 7,23 | 4,6 | < 2 | 27,0 | 178,4 | 2,6 | 15,5 | 412 | 7,9 |
| **Promedio** | 11,9 | 48,2 | 9,7 | 7,28 | 4,5 | | 30,0 | 191,1 | 2,2 | 8,2 | 369 | 7,6 |
| **Ds** | 0,1 | 0,8 | 0,2 | 0,13 | 1,0 | | 2,1 | 9,3 | 0,4 | 3,6 | 74 | 0,6 |
| | | | | | | **C 1** | | | | | | |
| **0** | 11,9 | 48* | 9,6 | 7,12 | 4,5 | < 2 | 31,2 | 139,4 | 2,0 | 7,2 | 244 | 6,8 |
| **5** | 11,9 | 48* | 9,4 | 7,16 | 5,0 | < 2 | 40,6 | 139,4 | < 2 | 7,2 | 155 | 7,1 |
| **10** | 11,9 | 48* | 9,4 | 7,17 | 5,3 | < 2 | 42,8 | 155,0 | 2,0 | 7,7 | 192 | 7,9 |
| **15** | 11,9 | 48* | 9,4 | 7,09 | 6,7 | < 2 | 37,9 | 148,5 | < 2 | 6,7 | 155 | 6,7 |
| **20** | 11,9 | 52* | 9,3 | 6,99 | < 3 | < 2 | 30,7 | 157,6 | < 2 | 7,2 | 269 | 6,8 |
| **30** | 10,4 | 48* | 5,3 | 6,58 | 3,0 | < 2 | 230,3 | 254,9 | 2,0 | 7,7 | 242 | 1,8 |
| **40** | 10,0 | 48* | 3,8 | 6,50 | < 3 | < 2 | 289,8 | 304,3 | 6,6 | 11,9 | 85 | 0,6 |
| **50** | 9,9 | 52* | 1,8 | 6,44 | 39,1 | < 2 | 278,6 | 390,6 | 4,2 | 59,0 | 242 | 2,13 |
| **55** | s/d | 59* | s/d | 6,45 | 100,0 | < 2 | 65,2 | 506,0 | 3,6 | 136,4 | 469 | 18,6 |
| **Promedio** | 11,2 | 50,1 | 7,3 | 6,83 | 23,4 | | 116,3 | 244,0 | 3,4 | 27,9 | 228 | 6,5 |
| **Ds** | 1,0 | 3,8 | 3,1 | 0,33 | 36,2 | | 114,0 | 132,4 | 1,8 | 44,1 | 108 | 5,3 |

*Mediciones realizadas con multiparámetro. s/d: Sin dato.

**Tabla 25.** Clasificación taxonómica del fitoplancton encontrado en el lago Natri densidad (cél/L), abundancia relativa (%) y riqueza de taxa por estación de muestreo.

| Lago Natri | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Phylum | Clase | Orden | Familia | Taxa | C1 | | 100427 | | 100437 | | 100600 | |
| | | | | | cél/L | % | cél/L | % | cél/L | % | cél/L | % |
| | | | | | 1.048.200 | 100 | 1.701.525 | 100 | 1.148.790 | 100 | 1.080.371 | 100 |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | *Aulacoseira granulata* | 32971 | 3 | 25328 | 1 | 21047 | 2 | 19846 | 2 |
| | | | | *Aulacoseira distans* | 320 | 0 | 9665 | 1 | 17625 | 2 | 4994 | 0 |
| | | Thalassiosirales | Stephanodiscaceae | *Cyclotella* | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Bacillariophycidae | Bacillariales | Bacillariaceae | *Nitzschia* | 40 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Fragilariophyceae | Fragilariales | Fragilariaceae | *Asterionella formosa* | 1601 | 0 | 440 | 0 | 3201 | 0 | 1080 | 0 |
| | | | | *Fragilaria crotonensis* | 3201 | 0 | 24568 | 1 | 6682 | 1 | 0 | 0 |
| | | | | *Fragilaria sp* | 230853 | 22 | 402712 | 24 | 221286 | 19 | 191423 | 18 |
| | | Tabellariales | Tabellariaceae | *Tabellaria flocculosa* | 765250 | 73 | 1124674 | 66 | 861108 | 75 | 859947 | 80 |
| Chlorophyta | Chlorophyceae | Volvocales | Volvocaceae | *Volvox sp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 |
| | | Tetrasporales | Sphaerocystidaceae | *Sphaerocystis schroeteri* | 3334 | 0,3 | 9083 | 1 | 10043 | 1 | 600 | 0 |
| | | Sphaeropleales | Selenastraceae | *Monoraphidium contortum* | 0 | 0 | 0 | 0 | 1958 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | *Kirchneriella obesa* | 0 | 0 | 1601 | 0,1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | Scenedesmaceae | *Coelastrum sp* | x | 0 | x | 0 | 480 | 0 | x | 0 |
| | Trebouxiophyceae | Chlorellales | Chlorellaceae | *Dictyosphaerium pulchellum* | 0 | 0 | x | 0 | 2001 | 0,2 | x | 0 |
| | | | | *Actinastrum hantzschii* | 0 | 0 | 0 | 0 | 240 | 0,02 | 0 | 0 |
| Charophyta | Conjugatophyceae (Zygnematophyceae) | Desmidiales | Desmidiaceae | *Staurastrum sp* | 0 | 0 | x | 0 | 40 | 0,003 | 40 | 0 |
| | | | Gonatozygaceae | *Gonatozygon sp* | 4081 | 0,4 | 0 | 0 | 1080 | 0,1 | 0 | 0 |
| | Klebsormidiophyceae | Klebsormidiales | Elakatotrichaceae | *Elakathotrix gelatinosa* | 1637 | 0,2 | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 |
| Cryptophyta | Cryptophyceae | Cryptomonadales | Cryptomonadaceae | *Cryptomonas spp* | 4912 | 0,5 | 280 | 0,02 | 1958 | 0,17 | 0 | 0 |
| Dinophyta | Dinophyceae | Gonyaulacales | Ceratiaceae | *Ceratium sp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0,003 | 0 | 0 |
| Cyanobacteria | Cyanophyceae | Oscillatoriales | Pseudanabaenaceae | *Pseudanabaena sp* | 0 | 0 | 103094 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Rhodophyta | Florideophyceae | Acrochaetiales | Acrochaetiaceae | *Audouniella* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2441 | 0 |
| | | | | **Riqueza de taxa (S)** | **12** | | **15** | | **15** | | **12** | |

**Tabla 26.** Parámetros físico – químicos de la columna de agua del lago Tepuhueico, en invierno 2016.

| Prof. (m) | Temp. (°C) | Cond. (µS/cm) | Oxígeno (mg/L) | pH | N-$NH_4$ (µg/L) | N-$NO_2$ (µg/L) | N-$NO_3$ (µg/L) | NT (µg/L) | P-$PO_4$ (µg/L) | PT (µg/L) | Si-$SiO_2$ (µg/L) | Clorofila (µg/L) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | | **E1** | | | | | | |
| **0** | 8,7 | s/d | 9,9 | 6,88 | < 3 | < 2 | 5,6 | 183,0 | < 2 | 12,6 | 1641 | 1,6 |
| **5** | 8,7 | s/d | 9,9 | 6,78 | 3,7 | < 2 | 6,1 | 187,9 | < 2 | 10,6 | 1673 | 1,5 |
| **10** | 8,7 | s/d | 9,9 | 6,66 | < 3 | < 2 | 8,6 | 188,8 | < 2 | 11,0 | 1698 | 3,0 |
| **15** | 8,7 | s/d | 9,9 | 6,69 | 3,2 | < 2 | 4,9 | 201,5 | < 2 | 11,8 | 1686 | 3,0 |
| **20** | 8,7 | s/d | 9,9 | 6,61 | 7,9 | < 2 | 8,1 | 754,2 | < 2 | 115,0 | 1743 | 71,6 |
| **Promedio** | 8,7 | | 9,9 | 6,72 | 4,9 | | 6,7 | 303,1 | | 32,2 | 1688 | 16,2 |
| **Ds** | 0 | | 0 | 0,11 | 2,6 | | 1,6 | 252,3 | | 46,3 | 37 | 31,0 |
| | | | | | | **E2** | | | | | | |
| **0** | 8,8 | s/d | 10,0 | 6,60 | < 3 | < 2 | 11,1 | 185,9 | < 2 | 9,8 | 1666 | 1,6 |
| **5** | 8,8 | s/d | 10,0 | 6,68 | < 3 | < 2 | 11,6 | 186,9 | < 2 | 11,4 | 1698 | 1,6 |
| **10** | 8,7 | s/d | 9,9 | 6,60 | 3,1 | < 2 | 7,6 | 203,5 | < 2 | 12,2 | 1706 | 1,7 |
| **15** | s/d | s/d | s/d | 6,49 | 14,4 | < 2 | 6,9 | 511,8 | < 2 | 86,9 | 1678 | 13,6 |
| **Promedio** | 8,8 | | 10,0 | 6,59 | 8,7 | | 9,3 | 272,0 | | 30,1 | 1687 | 4,6 |
| **Ds** | 0,04 | | 0,01 | 0,08 | 8,0 | | 2,4 | 160,1 | | 37,9 | 18 | 6,0 |

s/d: Sin dato.

**Tabla 27.** Clasificación taxonómica del fitoplancton encontrado en el lago Tepuhueico densidad (cél/L), abundancia relativa (%) y riqueza de taxa por estación de muestreo.

| Lago Tepuhueico | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Phylum** | **Clase** | **Orden** | **Familia** | **Taxa** | **E1** | | **E2** | |
| | | | | | **cél/L** | **%** | **cél/L** | **%** |
| | | | | | **5.411.140** | **100** | **64.421** | **100** |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | *Aulacoseira spp* | x | 0 | 0 | 0 |
| | | | | *Aulacoseira distans* | 0 | 0 | 2001 | 3 |
| | | Rhizosoleniales | Rhizosoleniaceae | *Urosolenia eriensis* | 5409766 | 100 | 62420 | 97 |
| | Bacillariophyceae | Naviculales | Eunotiaceae | *Eunotia sp* | 40 | 0 | 0 | 0 |
| | | Surirellales | Surirellaceae | *Surirella spp* | 667 | 0 | 0 | 0 |
| | Fragilariophyceae | Tabellariales | Tabellariaceae | *Tabellaria flocculosa* | x | 0 | 0 | 0 |
| Chlorophyta | Chlorophyceae | Tetrasporales | Sphaerocystidaceae | *Sphaerocystis schroeteri* | 0 | 0 | x | 0 |
| Euglenophyta | Euglenophyceae | Euglenales | Euglenaceae | *Strombomonas sp* | 667 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | **Riqueza de taxa (S)** | **6** | | **3** | |

**Tabla 28.** Parámetros físico – químicos de la columna de agua del lago San Antonio, en invierno del 2016.

| Prof. (m) | Temp. (°C) | Cond. (µS/cm) | Oxígeno (mg/L) | pH | $N\text{-}NH_4$ (µg/L) | $N\text{-}NO_2$ (µg/L) | $N\text{-}NO_3$ (µg/L) | NT (µg/L) | $P\text{-}PO_4$ (µg/L) | PT (µg/L) | $Si\text{-}SiO_2$ (µg/L) | Clorofila (µg/L) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | | **E1** | | | | | | |
| **0** | 8,1 | s/d | 10,2 | 7,43 | < 3 | < 2 | 11,6 | 158,7 | < 2 | 7,8 | 2459 | 0,8 |
| **5** | 8,0 | s/d | 10,2 | 7,50 | < 3 | < 2 | 12,1 | 149,9 | < 2 | 7,8 | 2427 | 0,7 |
| **10** | 7,8 | s/d | 10,2 | 7,62 | < 3 | < 2 | 7,1 | 165,5 | < 2 | 8,2 | 2424 | 0,5 |
| **Promedio** | 8,0 | | 10,2 | 7,52 | | | 10,3 | 158,0 | | 7,9 | 2437 | 0,7 |
| **Ds** | 0,1 | | 0 | 0,10 | | | 2,7 | 7,8 | | 0,2 | 19 | 0,1 |
| | | | | | | **E2** | | | | | | |
| **0** | 8,0 | s/d | 10,4 | 6,89 | < 3 | < 2 | 13,6 | 155,8 | < 2 | 7,8 | 2447 | 0,7 |
| **5** | 8,0 | s/d | 10,3 | 7,06 | < 3 | < 2 | 19,5 | 158,7 | < 2 | 7,4 | 2447 | 0,6 |
| **10** | 7,8 | s/d | 10,3 | 6,73 | < 3 | < 2 | 13,8 | 132,4 | < 2 | 8,6 | 2434 | 0,6 |
| **Promedio** | 7,9 | | 10,3 | 6,89 | | | 15,6 | 148,9 | | 7,9 | 2442 | 0,6 |
| **Ds** | 0,1 | | 0,04 | 0,17 | | | 3,4 | 14,4 | | 0,6 | 7 | 0,1 |

s/d: Sin dato.

**Tabla 29.** Clasificación taxonómica del fitoplancton encontrado en el lago San Antonio densidad (cél/L), abundancia relativa (%) y riqueza de taxa por estación de muestreo.

| Lago San Antonio | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Phyllum | Clase | Orden | Familia | Taxa | E1 | | E2 | |
| | | | | | cél/L | % | cél/L | % |
| | | | | | **9075** | **100** | **58819** | **100** |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | *Aulacoseira granulata* | 0 | 0 | 1200 | 2 |
| | | | | *Aulacoseira distans* | 4994 | 55 | 4802 | 8 |
| | | Rhizosoleniales | Rhizosoleniaceae | *Urosolenia eriensis* | 40 | 0 | 960 | 2 |
| | Bacillariophycidae | Bacillariales | Bacillariaceae | *Nitzschia sp* | 0 | 0 | x | 0 |
| | Fragilariophyceae | Tabellariales | Tabellariaceae | *Tabellaria flocculosa* | 40 | 0 | x | 0 |
| Chlorophyta | Chlorophyceae | Tetrasporales | Sphaerocystidaceae | *Sphaerocystis schroeterii* | 400 | 4 | x | 0 |
| Charophyta | Conjugatophyceae (Zygnematophyceae) | Zygnematales | Desmidiaceae | *Bambusina brebissonii* | x | 0 | 0 | 0 |
| | | Desmidiales | Closteriaceae | *Closterium aff moniliferum* | 0 | 0 | x | 0 |
| | | Zygnematales | Zygnemataceae | *Mougeotia sp* | 2001 | 22 | x | 0 |
| | Klebsormidiophyceae | Klebsormidiales | Elakatotrichaceae | *Elakatothrix gelatinosa* | 1601 | 18 | 960 | 2 |
| Cyanobacteria | Cyanophyceae | Nostocales | Nostocaceae | *Dolichospermum (ex Anabaena) sp* | x | 0 | 0 | 0 |
| Cryptophyta | Cryptophyceae | Cryptomonadales | Cryptomonadaceae | *Cryptomonas spp* | 0 | 0 | 50897 | 87 |
| | | | | **Riqueza de taxa (S)** | **8** | | **10** | |

**Tabla 30.** Parámetros físico – químicos de la columna de agua del lago Yelcho, verano 2016.

| Prof. (m) | Temp. (°C) | Cond. (µS/cm) | Oxígeno (mg/L) | pH | $N\text{-}NH_4$ (µg/L) | $N\text{-}NO_2$ (µg/L) | $N\text{-}NO_3$ (µg/L) | NT (µg/L) | $P\text{-}PO_4$ (µg/L) | PT (µg/L) | $Si\text{-}SiO_2$ (µg/L) | Clorofila (µg/L) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | | **101521** | | | | | | |
| **0** | 15,6 | 33,3 | 12,1 | 7,67 | 46,6 | < 1 | < 3 | 46,9 | 1,0 | 2 | 150 | 0,33 |
| **10** | 15,1 | 32,0 | 12,3 | 7,08 | < 20 | < 1 | 4,7 | 20,7 | 2,0 | 4 | 170 | 0,61 |
| **20** | 14,4 | 31,1 | 12,3 | 7,22 | * | * | * | * | 5,9 | 9 | 135 | 0,55 |
| **30** | 13,9 | 30,0 | 12,3 | 7,29 | < 20 | < 1 | < 3 | < 10 | 3,9 | 6 | 2225 | 3,45 |
| **Promedio** | 14,8 | 31,6 | 12,3 | 7,32 | 46,6 | | 4,7 | 33,8 | 3,2 | 5,3 | 670 | 1,24 |
| **DS** | 0,8 | 1,4 | 0,1 | 0,25 | | | | 18,5 | 2,2 | 3 | 1037 | 1,48 |
| | | | | | | **101522** | | | | | | |
| **0** | 18,5 | 30 | 11,9 | 6,28 | 23,3 | < 1 | < 3 | 26,3 | 8,2 | 11 | 1534 | 0,20 |
| **10** | 17,3 | 30 | 12,2 | 6,43 | * | * | * | * | 2,0 | 3 | 1429 | 0,21 |
| **20** | 16,4 | 30 | 12,4 | 6,48 | 23,3 | < 1 | 17,2 | 43,2 | < 1 | 1 | 2736 | 0,29 |
| **30** | 13,9 | 30 | 12,8 | 6,52 | 38,8 | < 1 | 7,5 | 46,5 | 2,0 | 4 | 207 | 0,44 |
| **40** | 11,9 | 30 | 13,0 | 6,40 | < 20 | < 1 | < 3 | 18,0 | 1,0 | 2 | 147 | 0,34 |
| **Promedio** | 15,6 | 30 | 12,5 | 6,42 | 28,5 | | 12,3 | 33,5 | 3,3 | 4,2 | 1211 | 0,30 |
| **DS** | 2,7 | 0 | 0,4 | 0,09 | 9,0 | | 6,9 | 13,6 | 3,3 | 4 | 1074 | 0,10 |
| | | | | | | **C1** | | | | | | |
| **0** | 19,3 | 30 | 11,3 | 6,40 | * | * | * | * | < 1 | 1 | 142 | 0,33 |
| **10** | 17,8 | 30 | 11,7 | 6,33 | 38,8 | < 1 | < 3 | 42,9 | 1,0 | 3 | 2427 | 0,33 |
| **20** | 17,1 | 30 | 12,0 | 6,43 | * | * | * | * | 1,0 | 2 | 120 | 0,37 |
| **30** | 13,6 | 30 | 12,7 | 6,48 | < 20 | < 1 | 4,3 | 17,3 | 4,9 | 8 | 2504 | 0,42 |
| **40** | 11,4 | 30 | 13,1 | 6,57 | * | * | * | * | < 1 | < 0,4 | 1177 | 0,40 |
| **50** | 9,3 | 23,3 | 13,4 | 6,30 | < 20 | < 1 | 6,6 | < 10 | 2,0 | 3 | 2701 | 0,39 |
| **80** | 8,2 | 20 | 13,7 | 6,43 | < 20 | < 1 | < 3 | < 10 | 10,1 | 14 | 2053 | 0,36 |
| **100** | 8,2 | 20,6 | 13,6 | 6,14 | < 20 | < 1 | 24,4 | 29,4 | 2,0 | 4 | 1200 | 0,20 |
| **120** | 8,1 | 21 | 13,4 | 7,14 | < 20 | < 1 | 21,5 | 28,5 | 2,0 | 4 | 107 | 0,16 |
| **150** | 8,1 | 22 | 13,1 | 6,46 | < 20 | < 1 | < 3 | < 10 | < 1 | 1 | 120 | 0,11 |
| **180** | 8,1 | 23 | 12,8 | 6,82 | < 20 | < 1 | 15,8 | 28,8 | 2,9 | 5 | 2474 | 0,04 |
| **200** | 8,1 | 24,5 | 12,5 | 6,81 | < 20 | < 1 | 9,5 | 26,5 | 2,9 | 5 | 170 | 0,04 |
| **220** | s/d | s/d | s/d | 7,45 | < 20 | < 1 | 17,2 | 24,2 | < 1 | < 0,4 | 125 | 0,04 |
| **Promedio** | 11,4 | 25,4 | 12,8 | 6,60 | 38,8 | | 14,2 | 28,2 | 3,2 | 4,5 | 1178 | 0,25 |
| **DS** | 4,4 | 4,3 | 0,8 | 0,37 | | | 7,6 | 7,7 | 2,9 | 3,7 | 1106 | 0,15 |
| | | | | | | **C2** | | | | | | |
| **0** | 17,2 | 40 | 11,7 | 6,88 | 31,1 | < 1 | 21,0 | 55,0 | 1,0 | 2 | 122 | 0,37 |
| **10** | 17,1 | 40 | 11,9 | 6,62 | 31,1 | < 1 | 4,5 | 37,5 | 1,0 | 2 | 137 | 0,38 |
| **20** | 17,1 | 40 | 11,8 | 7,05 | * | * | * | * | 2,0 | 3 | 2265 | 0,45 |
| **30** | 14,1 | 32 | 12,4 | 6,97 | < 20 | < 1 | 5,2 | < 10 | < 1 | < 0,4 | 127 | 0,25 |
| **40** | 11,6 | 30 | 12,8 | 7,05 | * | * | * | * | 2,0 | 3 | 120 | 0,18 |
| **50** | 9,7 | 30 | 13,1 | 7,15 | 38,8 | < 1 | 19,7 | 58,7 | 2,0 | 4 | 142 | 0,16 |
| **80** | 8,3 | 30 | 13,4 | 7,38 | s/m | s/m | s/m | s/m | s/m | s/m | 90 | 0,10 |
| **100** | 8,2 | 30 | 13,3 | 7,05 | < 20 | < 1 | 7,0 | 19,0 | 1,0 | 3 | 167 | 0,09 |
| **120** | 8,2 | 30 | 13,3 | 6,70 | * | * | * | * | 3,9 | 6 | s/m | 0,06 |
| **150** | 8,1 | 30 | 13,2 | 6,37 | < 20 | < 1 | 11,5 | 18,5 | 2,9 | 5 | 147 | 0,05 |
| **180** | 8,1 | 30 | 12,9 | 6,45 | < 20 | < 1 | 23,3 | 33,3 | 1,0 | 3 | 122 | 0,05 |
| **200** | 8,1 | 30 | 12,5 | 6,52 | 54,4 | < 1 | 22,4 | 79,4 | 9,1 | 11 | 132 | 0,10 |
| **220** | s/d | s/d | s/d | 6,89 | < 20 | < 1 | 7,2 | < 10 | 1,0 | 2 | 130 | 0,04 |
| **Promedio** | 11,3 | 32,7 | 12,7 | 6,85 | 38,8 | | 13,5 | 43,0 | 2,4 | 4,0 | 308 | 0,18 |
| **DS** | 3,9 | 4,5 | 0,6 | 0,30 | 11,0 | | 7,9 | 22,4 | 2,4 | 2,6 | 616 | 0,14 |
| | | | | | | **C3** | | | | | | |
| **0** | 17,3 | 40 | 11,7 | 6,90 | 23,3 | < 1 | 4,5 | 30,5 | < 1 | < 0,4 | 140 | 0,39 |
| **10** | 17,0 | 37 | 11,8 | 7,03 | < 20 | < 1 | 3,2 | < 10 | < 1 | < 0,4 | 95 | 0,42 |
| **20** | 16,4 | 33,3 | 12,0 | 6,83 | 31,1 | < 1 | < 3 | 33,0 | < 1 | < 0,4 | 2709 | 0,52 |
| **30** | 14,0 | 31,4 | 12,5 | 7,03 | < 20 | < 1 | < 3 | 13,0 | < 1 | < 0,4 | 127 | 0,41 |
| **40** | 12,0 | 30 | 12,9 | 6,86 | < 20 | < 1 | 16,0 | 22,0 | 8,2 | 11 | 92 | 0,19 |
| **50** | 9,6 | 30 | 13,3 | 7,08 | 46,6 | < 1 | 14,9 | 62,9 | 2,0 | 4 | 1334 | 0,17 |
| **80** | 8,3 | 30 | 13,5 | 7,31 | 31,1 | < 1 | 12,7 | 46,7 | 1,0 | 2 | 205 | 0,1 |
| **100** | 8,3 | 30 | 13,4 | 7,18 | * | * | * | * | 13 | 16 | 516 | 0,07 |
| **120** | 8,2 | 30 | 13,2 | 6,66 | < 20 | < 1 | 18,3 | 32,3 | < 1 | 1 | 122 | 0,08 |
| **150** | 8,2 | 30 | 12,9 | 6,61 | < 20 | < 1 | 8,1 | 20,1 | 2,0 | 3 | 269 | 0,07 |
| **180** | 8,1 | 30 | 12,5 | 6,86 | < 20 | < 1 | 10,2 | 11,2 | < 1 | < 0,4 | 806 | 0,06 |
| **200** | s/d | s/d | s/d | 6,98 | * | * | * | * | < 1 | < 0,4 | 2053 | 0,05 |
| **220** | s/d | s/d | s/d | 6,94 | < 20 | < 1 | 18,3 | 25,3 | 17,0 | 21 | 150 | 0,06 |
| **Promedio** | 11,6 | 32,0 | 12,7 | 6,94 | 33,0 | | 11,8 | 29,7 | 7,2 | 8,3 | 663 | 0,20 |
| **DS** | 3,9 | 3,4 | 0,6 | 0,19 | 9,8 | | 5,7 | 15,6 | 6,7 | 7,8 | 853 | 0,17 |

*Error de análisis. s/m: Sin muestra. s/d: Sin dato.

**Tabla 31.** Clasificación taxonómica del fitoplancton encontrado en el lago Yelcho densidad (cél/L), abundancia relativa (%) y riqueza de taxa por estación de muestreo.

| Lago Yelcho | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Phylum** | **Clase** | **Orden** | **Familia** | **Taxa** | **101521** | | **101522** | | **C1** | | **C2** | | **C3** | |
| | | | | | **cél /l** | **%** | **cél /l** | **%** | **cél /l** | **%** | **cél /l** | **%** | **cél /l** | **%** |
| | | | | | **4.241** | **100** | **9.462** | **100** | **8.521** | **100** | **5.960** | **100** | **3.520** | **100** |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | *Aulacoseira spp* | 1040 | 25 | 1561 | 16 | 640 | 8 | x | 0 | 800 | 23 |
| | | Rhizosoleniales | Rhizosoleniaceae | *Urosolenia spp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 499 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Bacillariophyceae | Bacillariales | Bacillariaceae | *Nitzschia spp* | 40 | 1 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Cymbellales | Cymbellaceae | *Didymosphenia geminata* | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Naviculales | Pleurosigmataceae | *Gyrosigma spp* | 160 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | Naviculaceae | *Navicula spp* | 40 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | Diploneidaceae | *Diploneis spp* | 40 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Rhopalodiales | Rhopalodiaceae | *Epithemia spp* | 40 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Surirellales | Surirellaceae | *Surirella spp* | 120 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Fragilariophyceae | Fragilariales | Fragilariaceae | *Asterionella formosa* | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 |
| | | | | *Fragilaria crotonensis* | 0 | 0 | 0 | 0 | 1400 | 16 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Licmophorales | Ulnariaceae | *Synedra spp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 999 | 17 | 499 | 14 |
| | | | | *Ulnaria spp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 1 | 0 | 0 |
| | | | | *Hannaea spp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Tabellariales | Tabellariaceae | *Tabellaria fenestrata* | 1801 | 42 | 5842 | 62 | 3081 | 36 | 4882 | 82 | 1681 | 48 |
| | Chrysophyceae | Chromulinales | Dinobryaceae | *Dinobryon divergens* | 120 | 3 | 1480 | 16 | 760 | 9 | x | 0 | 499 | 14 |
| Chlorophyta | Chlorophyceae | Chlamydomonadales | Volvocaceae | *Eudorina spp* | x | 0 | x | 0 | x | 0 | x | 0 | x | 0 |
| | | | Sphaerocystidaceae | *Sphaerocystis spp* | x | 0 | x | 0 | 1520 | 18 | x | 0 | x | 0 |
| | Trebouxiophyceae | Chlorellales | Oocystaceae | *Oocystis spp* | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 |
| | | | Chlorellaceae | *Dictyosphaerium pulchellum* | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Charophyta | Conjugatophyceae | Desmidiales | Desmidiaceae | *Cosmarium spp* | 40 | 1 | x | 0 | 499 | 6 | 40 | 1 | x | 0 |
| | | | | *Staurastrum spp-* | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Desmidiales | Gonatozygaceae | *Gonatozygon spp* | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Klebsormidiophyceae | Klebsormidiales | Elakatotrichaceae | *Elakathotrix spp* | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Cyanobacteria | Cyanophyceae | Nostocales | Nostocaceae | *Dolichospermum spp* | 760 | 18 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Cryptophyta | Cryptophyceae | Cryptomonadales | Cryptomonadaceae | *Cryptomonas spp* | 0 | 0 | 499 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Euglenophyta | Euglenophyceae | Euglenales | Phacaceae | *Lepocinclis sp* | 40 | 1 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 1 |
| Dinophyta | Dinophyceae | Gonyaulacales | Ceratiaceae | *Ceratium spp* | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | **Riqueza de taxa (S)** | **20** | | **11** | | **12** | | **9** | | **9** | |

**Tabla 32.** Parámetros físico – químicos de la columna de agua del lago Riesco, verano 2016.

| Prof. (m) | Temp. (°C) | Cond. (µS/cm) | Oxígeno (mg/L) | pH | N-$NH_4$ (µg/L) | N-$NO_2$ (µg/L) | N-$NO_3$ (µg/L) | NT (µg/L) | P-$PO_4$ (µg/L) | PT (µg/L) | Si-$SiO_2$ (µg/L) | Clorofila (µg/L) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | | **110038** | | | | | | |
| **0** | 14,3 | 10 | 10,19 | 7,06 | < 20 | < 1 | < 3 | 16 | < 1 | < 0,4 | 823 | 0,7 |
| **10** | 13,0 | 10 | 1,38 | 7,10 | < 20 | < 1 | < 3 | 17 | < 1 | < 0,4 | 2280 | 0,8 |
| **20** | 11,1 | 10 | 10,60 | 6,91 | < 20 | < 1 | < 3 | 15 | < 1 | < 0,4 | 2794 | 0,44 |
| **30** | 8,2 | 11,7 | 10,83 | 6,90 | < 20 | < 1 | < 3 | 16 | < 1 | < 0,4 | 1132 | 0,31 |
| **40** | 7,6 | 10 | 10,52 | 6,78 | < 20 | < 1 | < 3 | 14 | < 1 | < 0,4 | 3205 | 0,1 |
| **50** | 7,2 | 10 | 10,30 | 6,87 | < 20 | < 1 | < 3 | 17 | < 1 | < 0,4 | 3080 | 0,13 |
| **70** | s/d | s/d | s/d | 6,37 | < 20 | < 1 | < 3 | 20,7 | < 1 | < 0,4 | 1227 | 0,21 |
| **Promedio** | 10,2 | 10,3 | 8,97 | 6,86 | | | | 16,5 | | | 2077 | 0,38 |
| **DS** | 3,0 | 0,7 | 3,73 | 0,24 | | | | 2,1 | | | 1002 | 0,28 |
| | | | | | | **110037** | | | | | | |
| **0** | 15,2 | 10 | 10,57 | 7,27 | < 20 | < 1 | < 3 | 10 | < 1 | < 0,4 | 983 | 0,25 |
| **10** | 12,3 | 10 | 11,06 | 7,44 | < 20 | < 1 | < 3 | 11 | < 1 | < 0,4 | 1063 | 1,04 |
| **20** | 10,9 | 10 | 11,67 | 7,16 | < 20 | < 1 | < 3 | < 10 | < 1 | < 0,4 | 2165 | 0,29 |
| **30** | 8,3 | 10 | 12,04 | 7,02 | < 20 | < 1 | < 3 | < 10 | < 1 | < 0,4 | 938 | 0,24 |
| **40** | 7,6 | 10 | 11,77 | 7,00 | < 20 | < 1 | < 3 | < 10 | < 1 | < 0,4 | 3218 | 0,11 |
| **50** | 6,6 | 10 | 11,57 | 6,90 | < 20 | < 1 | < 3 | 13 | < 1 | < 0,4 | 2397 | 0,11 |
| **80** | 5,9 | 10 | 8,91 | 6,64 | < 20 | < 1 | < 3 | 13 | < 1 | < 0,4 | 3315 | 0,07 |
| **Promedio** | 9,5 | 10 | 11,09 | 7,06 | | | | 11,8 | | | 2011 | 0,30 |
| **DS** | 3,4 | 0 | 1,08 | 0,26 | | | | 1,5 | | | 1036 | 0,34 |
| | | | | | | **110048** | | | | | | |
| **0** | 16,2 | 10 | 10,29 | 7,21 | < 20 | < 1 | < 3 | 12 | < 1 | < 0,4 | 1025 | 0,36 |
| **10** | 12,5 | 10 | 10,89 | 6,53 | < 20 | < 1 | < 3 | 13 | < 1 | < 0,4 | 913 | 0,52 |
| **20** | 11,3 | 10 | 11,55 | 7,05 | < 20 | < 1 | < 3 | 11 | < 1 | < 0,4 | 948 | 0,34 |
| **30** | 8,1 | 10 | 12,21 | 6,95 | < 20 | < 1 | < 3 | 14 | < 1 | < 0,4 | 866 | 0,17 |
| **40** | 7,3 | 10 | 11,85 | 6,95 | < 20 | < 1 | < 3 | 11 | < 1 | < 0,4 | 948 | 0,15 |
| **50** | 6,5 | 10 | 11,47 | 6,71 | < 20 | < 1 | 4,7 | 17,7 | < 1 | < 0,4 | 955 | 0,06 |
| **80** | 5,8 | 10 | 9,91 | 6,78 | < 20 | < 1 | 40 | 51 | < 1 | < 0,4 | 1073 | 0,06 |
| **100** | 5,8 | 10 | 6,58 | 6,41 | < 20 | < 1 | 58,7 | 69,7 | < 1 | < 0,4 | 3430 | 0,05 |
| **Promedio** | 9,2 | 10 | 10,59 | 6,82 | | | 34,5 | 24,9 | | | 1270 | 0,21 |
| **DS** | 3,8 | 0 | 1,80 | 0,27 | | | 27,4 | 22,5 | | | 875 | 0,17 |
| | | | | | | **C1** | | | | | | |
| **0** | 14,26 | 29 | 9,69 | 7,25 | < 20 | < 1 | < 3 | 18 | < 1 | < 0,4 | 1023 | 0,33 |
| **10** | 12,27 | 28 | 9,90 | 7,1 | < 20 | < 1 | < 3 | 17 | < 1 | < 0,4 | 875 | 0,75 |
| **20** | 10,68 | 27 | 9,76 | 7,32 | < 20 | < 1 | < 3 | 16 | < 1 | < 0,4 | 888 | 0,32 |
| **30** | 7,99 | 26,5 | 9,65 | 6,88 | < 20 | < 1 | < 3 | 10 | < 1 | < 0,4 | 529 | 0,13 |
| **40** | 7,16 | 26 | 8,78 | 6,82 | < 20 | < 1 | < 3 | < 10 | < 1 | < 0,4 | 880 | 0,07 |
| **50** | 6,46 | 26 | 8,87 | 6,7 | < 20 | < 1 | < 3 | < 10 | < 1 | < 0,4 | 2457 | 0,06 |
| **80** | 5,83 | 24 | 6,26 | 6,79 | < 20 | < 1 | 48,8 | 56,8 | < 1 | < 0,4 | 3188 | 0,04 |
| **100** | 5,81 | 24 | 3,83 | 6,43 | < 20 | < 1 | 80,0 | 89 | < 1 | < 0,4 | 1255 | 0,03 |
| **Promedio** | 8,81 | 26,3 | 8,34 | 6,91 | | | 64,4 | 34,5 | | | 1387 | 0,22 |
| **DS** | 3,21 | 1,8 | 2,17 | 0,30 | | | 22 | 32 | | | 929 | 0,25 |

**Tabla 33.** Clasificación taxonómica del fitoplancton encontrado en el lago Riesco densidad (cél/L), abundancia relativa (%) y riqueza de taxa por estación de muestreo.

| Lago Riesco | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Phyllum | Clase | Orden | Familia | Taxa | C1 | | 110037 | | 110038 | | 110048 | |
| | | | | | cél /l | % | cél /l | % | cél /l | % | cél /l | % |
| | | | | | 14.045 | 100 | 29.149 | 100 | 43.227 | 100 | 24.008 | 100 |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Melosirales | Melosiraceae | *Melosira sp* | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Fragilariophyceae | Fragilariales | Fragilariaceae | *Asterionella formosa* | 0 | 0 | x | 0 | 640 | 1 | 0 | 0 |
| | | | | *Fragilaria sp* | 40 | 0 | 499 | 2 | 40 | 0 | 0 | 0 |
| | | Tabellariales | Tabellariaceae | *Tabellaria flocculosa* | 14005 | 100 | 28649 | 98 | 42214 | 98 | 24008 | 100 |
| | Bacillariophyceae | Naviculales | Pinnulariaceae | *Pinnularia sp* | 0 | 0 | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 |
| Ochrophyta | Chrysophyceae | Chromulinales | Dinobryaceae | *Dinobryon divergens* | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Chlorophyta | Chlorophyceae | Volvocales | Volvocaceae | *Eudorina elegans* | 0 | 0 | x | 0 | x | 0 | x | 0 |
| | | Tetrasporales | Sphaerocystidaceae | *Sphaerocystis schroeteri* | x | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Sphaeropleales | Scenedesmaceae | *Coelastrum sp* | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Trebouxiophyceae | Chlorellales | Chlorellaceae | *Dictyosphaerium pulchellum* | 0 | 0 | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | Oocystaceae | *Oocystis aff solitaria* | 0 | 0 | x | 0 | x | 0 | x | 0 |
| Charophyta | Klebsormidiophyceae | Klebsormidiales | Elakatotrichaceae | *Elakatothrix gelatinosa* | 0 | 0 | 0 | 0 | 333 | 1 | 0 | 0 |
| | | | | **Riqueza de taxa (S)** | **3** | | **10** | | **7** | | **3** | |

**Tabla 34.** Parámetros físico – químicos de la columna de agua del lago Sofía, verano 2017.

| Prof. (m) | Temp. (°C) | Cond. (µS/cm) | Oxígeno (mg/L) | pH | N-$NH_4$ (µg/L) | N-$NO_2$ (µg/L) | N-$NO_3$ (µg/L) | NT (µg/L) | P-$PO_4$ (µg/L) | PT (µg/L) | Si-$SiO_2$ (µg/L) | Clorofila (µg/L) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | | **E1** | | | | | | |
| **0** | 12,7 | 125,1 | 10,2 | 8,20 | < 3 | < 2 | < 2 | 119,2 | < 2 | 10,8 | 1639 | 0,52 |
| **5** | 12,7 | 125,0 | 10,2 | 8,18 | 4,4 | < 2 | < 2 | 117,9 | < 2 | 10,8 | 1619 | 0,5 |
| **10** | 12,7 | 125,0 | 10,2 | 8,15 | < 3 | < 2 | 2,0 | 119,9 | < 2 | 9,3 | 1562 | 0,49 |
| **15** | 12,7 | 124,9 | 10,2 | 8,12 | < 3 | < 2 | 2,2 | 106,6 | < 2 | 9,3 | 1510 | 0,53 |
| **Promedio** | 12,7 | 125,0 | 10,2 | 8,2 | 4,4 | | 2 | 115,9 | | 10,0 | 1583 | 0,51 |
| **Ds** | 0 | 0,1 | 0 | 0,04 | | | 0,1 | 6,2 | | 0,9 | 59 | 0,02 |
| | | | | | | **E2** | | | | | | |
| **0** | 12,7 | 125,1 | 10,2 | 8,08 | < 3 | < 2 | 2,0 | 108,6 | < 2 | 9,7 | 1664 | 0,56 |
| **5** | 12,7 | 125,1 | 10,2 | 8,14 | < 3 | < 2 | 2,0 | 97,9 | < 2 | 10,4 | 1130 | 0,56 |
| **10** | 12,7 | 125,0 | 10,2 | 8,18 | < 3 | < 2 | 2,9 | 103,4 | < 2 | 9,7 | 1103 | 0,57 |
| **15** | 12,7 | 125,0 | 10,2 | 8,21 | < 3 | < 2 | 2,0 | 98,5 | < 2 | 8,5 | 1098 | 0,75 |
| **20** | 12,6 | 124,9 | 10,2 | 8,17 | < 3 | < 2 | 2,0 | 91,1 | < 2 | 9,3 | 1085 | 0,57 |
| **25** | 12,6 | 124,7 | 10,2 | 8,16 | < 3 | < 2 | 2,4 | 92,0 | < 2 | 9,3 | 1001 | 0,54 |
| **30** | 12,6 | 124,7 | 10,2 | 8,11 | < 3 | < 2 | 3,6 | 100,2 | < 2 | 10,0 | 911 | 0,52 |
| **Promedio** | 12,7 | 124,9 | 10,2 | 8,15 | | | 2,4 | 98,8 | | 9,6 | 1142 | 0,58 |
| **Ds** | 0,1 | 0,2 | 0 | 0,04 | | | 0,6 | 6,1 | | 0,6 | 243 | 0,08 |

**Tabla 35.** Clasificación taxonómica del fitoplancton encontrado en el lago Sofía densidad (cél/L), abundancia relativa (%) y riqueza de taxa por estación de muestreo.

| Lago Sofia | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Phylum** | **Clase** | **Orden** | **Familia** | **Taxa** | **C1** | | **E1** | |
| | | | | | **cél /l** | **%** | **cél /l** | **%** |
| | | | | | **78.516** | **100** | **119.185** | **100** |
| Bacillariophyta | Coscinodiscophyceae | Aulacoseirales | Aulacoseiraceae | *Aulacoseira granulata* | 440 | 1 | 360 | 0 |
| | | Thalassiosirales | Stephanodiscaceae | *Cyclotella ocellata* | 77996 | 99 | 117945 | 99 |
| | Fragilariophyceae | Fragilariales | Fragilariaceae | *Asterionella formosa* | 0 | 0 | 680 | 1 |
| | | | | *Fragilaria crotonensis* | 0 | 0 | x | 0 |
| | | | | *Pennada* | x | 0 | 0 | 0 |
| Ochrophyta | Chrysophyceae | Chromulinales | Dinobryaceae | *Dinobryon cylindricum* | 0 | 0 | x | 0 |
| | Xanthophyceae | Tribonematales | Tribonemataceae | *Tribonema sp* | x | 0 | x | 0 |
| Chlorophyta | Chlorophyceae | Tetrasporales | Sphaerocystidaceae | *Sphaerocystis schroeteri* | x | 0 | x | 0 |
| | Trebouxiophyceae | Chlorellales | Oocystaceae | *Oocystis solitaria* | x | 0 | 160 | 0 |
| | | | | *Oocystis aff crassa* | x | 0 | 0 | 0 |
| Charophyta | Conjugatophyceae (Zygnematophyceae) | Desmidiales | Desmidiaceae | *Staurastrum aff gracile* | 0 | 0 | x | 0 |
| | Klebsormidiophyceae | Klebsormidiales | Elakatotrichaceae | *Elakathotrix gelatinosa* | x | 0 | 0 | 0 |
| Euglenophyta | Euglenophyceae | Euglenales | Phacaceae | *Lepocinclis sp* | 80 | 0 | 40 | 0 |
| | | | | **Riqueza de taxa (S)** | **9** | | **10** | |

**Tabla 36.** Listado de participantes al taller de difusión del proyecto.

INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO
DEPARTAMENTO DE MEDIO AMBIENTE

Actividades del día 30 de Mayo de 2017
HOTEL GRAN PACIFICO PUERTO MONTT
Lista de asistencia

| NOMBRE | INSTITUCIÓN | FIRMA |
|---|---|---|
| José Domenech Gallardo | Municipalidad Varas | |
| Cardina Cortes Ruz | Colbun | |
| Flor Unibe R. | Subpesca | |
| Felipe Avilés Maldonado | SERNAGEOMIN | |
| Carolina Aguine Muñoz | IFOP | |
| Jürgen Dörfler | SUBPESCA | |
| Leonardo Saavedra R | SERNAPESCA | |
| Paula Muñoz Ulloa | SERNAPESCA | |
| Lilian Díaz | IFOP | |
| Hernán Osvaldo | SERNAPESCA | |
| Carolina Galarzo | IFOP | |
| OSCAR ESPINOSA G. | IFOP. | |
| Leonardo Guzman | IFOP | |
| [illegible] | IFOP | |
| RODRIGO VERA | IFOP | |
| CONSTANZA GOSTING | IFOP | |
| Gaysi Umaña G. | Multiexport Foods S.A. | |
| Eduardo Lemus J. | SERNAPESCA | |

ORGANIZA — Instituto de Fomento Pesquero

PARTICIPA — Subsecretaría de Pesca y Acuicultura; Servicio nacional de pesca; Servicio de Evaluación Ambiental

ACADEMICOS Y REPRESENTANTES DEL ÁREA MEDIO AMBIENTAL

**Continuación Tabla 36.** Listado de participantes al taller de difusión del proyecto.

INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO
DEPARTAMENTO DE MEDIO AMBIENTE

Actividades del dia 30 de Mayo de 2017
HOTEL GRAN PACIFICO PUERTO MONTT
Lista de asistencia

| NOMBRE | INSTITUCIÓN | FIRMA |
|---|---|---|
| Lorena Alvarado | Colabo | |
| CHRISTIAN ARMENDA | 4 | |
| Carla Falcón Simonelli | Minecon | |
| Marcela Henríquez Brunet | Gob. Marítima de Puerto Montt. | |
| Nicole Gazell Acosta | SERNAPESCA Región de los Lagos | |
| Mauricio Juan Moussilla | GOB. MARITIMA PTO. MONTT | |
| Paola Mendjose C. | IFOP | |
| David Opazo | IFOP | |
| Virginia Murillo H | IFOP | |
| Elias Pinilla | IFOP | |
| Sandra Rayin | UACH | |
| Hernán Cabrera | IFOP | |
| Carolina Ocaña | IFOP | |
| Sandra Silva J | IFOP | |
| Nicole Pesse Lastra | IFOP | |
| Pedro Mora | IFOP | |
| Claudia Pérez Sosa | IFOP | |
| Gastón Vidal S. | IFOP | |

ORGANIZA
Instituto de Fomento Pesquero

PARTICIPA
Subsecretaría de Pesca y Acuicultura
Servicio nacional de pesca
Servicio de Evaluación Ambiental

ACADEMICOS Y
REPRESENTANTES DEL ÁREA MEDIO AMBIENTAL

**INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO**
**Sección Ediciones y Producción**
Almte. Manuel Blanco Encalada 839
Fono 56-32-2151500
Valparaíso, Chile
www.ifop.cl

www.ifop.cl