



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR

TESIS DE DOCTOR EN GEOGRAFIA

**ESTUDIO GEOAMBIENTAL DE LA CUENCA
LAGUNAR LAS ENCADENADAS DEL OESTE**

ALEJANDRA M. GERALDI

BAHIA BLANCA

ARGENTINA

DICIEMBRE 2009

PREFACIO

Esta Tesis se presenta como parte de los requisitos para optar al grado Académico de Doctor en Geografía, de la Universidad Nacional del Sur y no ha sido presentada previamente para la obtención de otro título en esta Universidad u otra. La misma contiene los resultados obtenidos en investigaciones llevadas a cabo en el Instituto Argentino de Oceanografía, dependiente del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) - Universidad Nacional del Sur durante el período comprendido entre el 28 de Setiembre de 2004 y Diciembre de 2008, bajo la dirección de la Dra. M. Cintia Piccolo, Profesora Titular de la cátedra Geografía de los Sistemas Naturales II del Departamento de Geografía y Turismo de la Universidad Nacional del Sur e Investigadora principal de CONICET y la codirección del Dr. Gerardo M. E. Perillo, Profesor Asociado de la cátedra Geología Marina, del Departamento de Geología de la Universidad Nacional del Sur e investigador Principal de CONICET.



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR
Secretaría General de Posgrado y Educación Continua

La presente tesis ha sido aprobada el / / , mercedo la
calificación de(.....)

AGRADECIMIENTOS

La realización de la presente investigación doctoral ha sido posible gracias a la colaboración de diversas personas e instituciones, a quienes deseo expresar mi sincero y profundo agradecimiento. En primer lugar agradezco a la Dra. M. Cintia Piccolo y al Dr. Gerardo M. E. Perillo por todo el apoyo brindado.

Extiendo mi gratitud a todo el personal de IADO, al laboratorio de química y al personal administrativo por su constante colaboración. Agradezco a todos mis compañeros de campaña, que supieron hacer agradable el trabajo, en particular a Hugo Pellegrini.

Para la realización de esta tesis se contó con un reconocido subsidio de la empresa Profertil. Otros organismos a los que se agradece su aporte por la información brindada son las Municipalidades de Adolfo Alsina y Guaminí, al Museo Regional Dr. Adolfo Alsina, a la Comisión Nacional de Investigaciones Espaciales (CONAE), al INTA, a la estación Experimental de Carhué, a las Estancias La Margarita y el Arbolito. A la Universidad de Pennsylvania, en especial al Dr. Barry Evans por su asesoramiento. A las personas que habitan el área de estudio agradezco su colaboración en facilitar datos, permanencia y acceso a los lugares. A todos los profesores de la Universidad Nacional del Sur que confiaron en mí y me brindaron su aliento.

En especial Walter Melo y Elizabeth por su asesoramiento y compañerismo. A mis compañeros de oficina y amigos, Mariano T., Mariano N., Emilio y Valeria, por compartir la mayor parte de estos años, por su ayuda y comprensión. A todos los becarios por compartir de forma diversa momentos en el IADO. También agradezco a mis amigos por la paciencia.

De manera muy especial agradezco profundamente a Juan y mi familia por su apoyo, comprensión, paciencia y cariño demostrado en forma permanente.

Diciembre 2009
Alejandra M. Geraldi

A mi familia y Tía Elba

INDICE GENERAL

	<i>Página</i>
PREFACIO.....	I
RESUMEN.....	III

CAPÍTULO I. Descripción y localización del área de estudio

1. Introducción	1
1.1. Lagos, lagunas, bañados y charcas.....	4
1.2. Antecedentes.....	5
2. Área de Estudio.....	11
2.1 Descripción regional del eje que contiene las lagunas las Encadenadas	11
2.2 La cuenca de las lagunas Las Encadenadas del Oeste.....	14
2.3 Teorías del origen del área.....	19
3. Hipótesis de trabajo.....	21
3.1 Objetivos.....	21

CAPÍTULO II. Geomorfología y Morfometría de la cuenca Las Encadenadas del Oeste

1. Introducción.....	22
2. Método de trabajo.....	23
2.1. Análisis cartográfico.....	23
2.2. Aplicación de índices morfométricos.....	24
3. Resultados.....	28
3.1. Descripción de los suelos de la cuenca.....	46

CAPÍTULO III. Climatología de la cuenca Las Encadenadas del Oeste

1. Introducción.....	62
2. Método de trabajo.....	63
3. Resultados	66
3.1. Vientos.....	66
3.2. Temperaturas.....	69
3.3. Precipitación.....	72
3.3.1. Período seco 1920 - 1970.....	73
3.3.2. Período húmedo 1970 2006.....	76

CAPÍTULO IV. Geomorfología de las lagunas

1. Introducción.....	82
2. Método de trabajo.....	83
2.1. Trabajo de campo.....	83
2.1.1 Relevamiento batimétrico.....	83
2.1.2 Índices morfométricos.....	87
2.2 Análisis cartográfico	88
3. Resultados.....	88
3.1 Geomorfología.....	88
3.2. Variación espacial de las lagunas.....	96
3.2.1. Situación Histórica.....	97
3.2.1.1. Primera ocupación del espacio.....	97
3.2.1.2.Situación a partir de 1914.....	99
3.2.2 El caso de Villa Epecuén.....	107

CAPÍTULO V. Hidrografía de las aguas superficiales

1. Introducción.....	121
2. Método de trabajo.....	125
2.1. Recolección de muestras biológicas.....	125
2.1.1. Análisis cualitativo y determinación taxonómica del fitoplancton	128
2.1.2. Análisis cuantitativo.....	128
2.1.3. Cálculos de índices bióticos.....	129
2.1.3.1. Índice de diversidad.....	129
2.1.3.2. Índice de polución.....	130
2.2. Recolección de muestras químicas.....	131
3. Resultados.....	133
3.1. Composición y estructura del fitoplancton.....	133
3.1.1. Arroyo Pigué.....	133
3.1.2. Arroyo Venado.....	141
3.1.3. Arroyo Guaminí.....	143
3.1.4. Laguna Epecuén.....	145
3.1.5. Laguna del Monte.....	147
3.1.6. Laguna Cochicó.....	152
3.1.7. Dendrogramas de los meses estudiados con los índices de Jaccard y de Bray	157
y Curtis	
3.2. Análisis físico químico.....	160
3.2.1. Análisis Físico.....	160
3.2.2. Parámetros químicos.....	169
3.2.2.1. Nutrientes.....	178

CAPÍTULO VI. Cargas de nutrientes mediante la aplicación del modelo AVGWLF

1. Introducción.....	205
2. Método de Trabajo.....	206
2.1. Descripción general del modelo.....	206
2.2. Flujo de agua.....	208
2.3. Nutrientes.....	210
2.4. Carga de Nutrientes de las escorrentías rurales.....	210
2.4.1. Carga de nutrientes de las escorrentías rurales en fase disuelta.....	210
2.4.2. Carga de nutrientes de las escorrentías rurales en fase sólida.....	211
2.5. Carga de nutrientes de los escurrimientos urbanos.....	212
2.6. Carga de nutrientes subterráneos.....	214
2.7. Calibración y validación del modelo.....	214
2.8. Análisis espacial con técnicas cuantitativas.....	219
3. Resultados.....	221
3.1. Entrada de nutrientes al sistemas de las lagunas.....	221
3.2. Cargas de Nitrógeno.....	226
3.3. Cargas de Fósforo.....	244
CONCLUSIONES	266
REFERENCIAS	268
ANEXO	290
1. Anexo A: Cartografía utilizada.....	290
2. Anexo B: Puntos de muestreos en arroyos y lagunas de la cuenca las Encadenadas del Oeste.....	292
3. Anexo C: Especies de algas en los diferentes puntos de muestreo.....	293
4. Anexo D: Determinación del potencial de evapotranspiración.....	305
5. Anexo F: Determinación inicial de las condiciones de nitrógeno y fósforo.....	307

INDICE DE FIGURAS

	<i>Página</i>
Figura 1. Localización de la provincia de Buenos Aires con su hidrografía y todas las lagunas permanentes y semipermanentes	2
Figura 2. Localización del área de estudio	10
Figura 3. Descripción de las unidades fisiográficas del eje que contiene las lagunas Las Encadenadas del Oeste con inicio en la provincia de Neuquén y finalización en la provincia de Buenos Aires.	13
Figura 4. Corte Transversal de las lagunas las Encadenadas del Oeste. Elaboración propia en base a IATASA 2001	15
Figura 5. Perfil longitudinal del área Serrana donde 0 pertenece a la curva 400 m	16
Figura 6. Dominios ambientales en la Cuenca la Encadenadas del Oeste que diferencian las áreas de dominio de las lagunas, llanuras y sierras	17
Figura 7. Perfil longitudinal del dominio de llanura donde 0 pertenece a la curva de 150 m	18
Figura 8. Perfil longitudinal del área de médanos donde 0 pertenece a la curva de 100 m	18
Figura 9. Balneario Cochicó, instalado en la costa Oeste de la laguna homónima	19
Figura 10. Identificación de las subcuencas y división de las mismas en mayores, medias, conos aluviales y medianosa que forman la cuenca Las Encadenadas del Oeste en base al análisis topográfico	29
Figura 11. Modelo Digital de Elevación de las lagunas las Encadenadas del Oeste teniendo como base las curvas de nivel a 2,5 de equidistancia.	35
Figura 12. Barrancas formadas en el sector medio del arroyo Venado	36
Figura 13. Sector medio del arroyo Cura Malal donde se observa la falta de pendiente por la que discurre el arroyo	37
Figura 14. Sector medio del arroyo Pescado donde se observa la falta de pendiente por la que discurre el arroyo Arroyo Pescado	37

Figura 15. Histograma de frecuencias altimétricas de la cuenca Las Encadenadas del Oeste	38
Figura 16. Curva hipsométrica de la Cuenca de las Encadenadas del Oeste en km ² .	38
Figura 17. Histograma de frecuencias altimétricas de las subcuencas	39
Figura 18. Curvas hipsométricas de las subcuencas	41
Figura 19. Curvas hipsométricas características del ciclo de erosión (Strahler, 1974)	42
Figura 20. Esguerrimientos superficiales de cada una de las subcuencas a partir de la aplicación del modelo "Hydrologic Modeling" de Arc Gis.	45
Figura 21. Clasificación Taxonómica de los suelos según Ordenes en la cuenca Las Encadenadas del Oeste basado en la clasificación de INTA, 2004	48
Figura 22. Clasificación Taxonómica de los suelos según Subordenes en la cuenca Las Encadenadas del Oeste basada en la clasificación del INTA, 1994	50
Figura 23. Clasificación Taxonómica de los suelos según Grupo en la cuenca Las Encadenadas del Oeste basada en la clasificación de INTA, 1994	51
Figura 24. Clasificación Taxonómica de los suelos según Subgrupo en la cuenca Las Encadenadas del Oeste basada en la clasificación de INTA, 1994	52
Figura 25. Factores limitantes en la cuenca Las Encadenadas del Oeste basado en la clasificación de INTA, 1994	55
Figura 26. Drenaje en la cuenca Las Encadenadas del Oeste basado en la clasificación de INTA, 1994	56
Figura 27. Profundidad de los suelos según Ordenes en la cuenca Las Encadenadas del Oeste basada en la clasificación de INTA, 1994	57
Figura 28. Clasificación de los suelos según la textura en la cuenca Las Encadenadas del Oeste basado en la clasificación de INTA, 1994	58
Figura 29. Pendientes de los suelos en la cuenca Las Encadenadas del Oeste basada en la clasificación de INTA, 1994	59

Figura 30. Índice de productividad en la cuenca Las Encadenadas del Oeste basado en INTA, 1994	61
Figura 31. Estación Meteorológica Davis Weather Monitor II instalada en la Estancia El Arbolito	63
Figura 32. Localización de las estaciones meteorológicas pertenecientes al INTA, a las Estaciones experimentales, Estancias y la perteneciente al IADO	64
Figura 33. Frecuencia de dirección de vientos (%) y velocidad (m s-1) para las diferentes estaciones del año en la Estación Carhué periodo 2004 – 2007.	67
Figura 34. Distribución media de la temperatura en la cuenca Las Encadenadas del Oeste basado en los datos meteorológicos del período 1955- 2007	70
Figura 35. Variación de las temperaturas máximas para los años 2004, 2005 y 2006 en las estaciones Carhué y Estancia El Arbolito	71
Figura 36. Variación de las temperaturas mínimas para los años 2004, 2005 y 2006 en las estaciones Carhué y Estancia El Arbolito	71
Figura 37. Anomalías de precipitación para toda la cuenca elaborado con las estaciones Carhué, Salliqueló, La Margarita, Guaminí, Coronel Suárez para el período 1919 – 2006	74
Figura 38. Anomalías de precipitación estación Carhué correspondiente al período 1911 – 2006, calculados con datos proporcionados por la Estación Experimental de Carhué .	74
Figura 39. Anomalías de precipitación para la Estación Salliqueló correspondiente al período 1911 – 2001, calculados con datos proporcionados por INTA	74
Figura 40. Anomalías de precipitación en Estancia La Margarita correspondiente al período 1929 – 2006 calculados con datos proporcionados por Estancia La Margarita.	75
Figura 41. Anomalías de precipitación en Estación Guaminí correspondiente al período 1900 – 2006 calculados con datos proporcionados por la Municipalidad de Guaminí	75
Figura 42. Anomalías de precipitación en Coronel Suárez correspondiente al período 1902 - 2006 calculados con datos proporcionados por INTA.	75
Figura 43. Distribución zonal de las precipitaciones en la cuenca Las Encadenadas del Oeste teniendo como base los datos de las estaciones Pasman, Salliquelo,	78

Carhué, Guaminí, Estancia La Margarita, Pigüé, Coronel Suarez, Laprida, Lamadrid, Daireaux, Henderson, Púan, Tornquist y Trenque Lauquen considerando el período entre 1911 y 2007.

Figura 44. Precipitaciones media de la cuenca según método de Thiessen en la cuenca Las Encadenadas del Oeste	79
Figura 45. Diagrama ombrotérmico Estación Meteorológica de Carhué	81
Figura 46. Diagrama ombrotérmico de la Estación Meteorológica Ea. El Arbolito	81
Figura 47. Embarcación IADO IV utilizada para realizar el estudio batimétrico en lago Epecuén, perteneciente al Instituto Argentino de Oceanografía	84
Figura 48. Bote neumático de 4,5 de eslora utilizado para el estudio batimétrico de laguna Del Monte perteneciente al Instituto Argentino de Oceanografía	85
Figura 49. Instrumental utilizado para el estudio batimétrico de las lagunas Epecuén y Del Monte, perteneciente al Instituto Argentino de Oceanografía	86
Figura 50. Distribución de lagunas en la provincia de Buenos Aires	90
Figura 51. Batimetría de la laguna Epecuén tomada a partir de la cota de 95 m en abril de 2005	91
Figura 52. Batimetría de la Laguna Del Monte tomada a partir de la cota de 105 m en mayo 2005	92
Figura 53. Ocupación efectiva del territorio por el Gobierno Nacional. Fuente: Museo Regional “Dr. Adolfo Alsina”	98
Figura 54. Evolución de las superficies de las lagunas Las Encadenadas; a-Década 50; b- Década 60; c- Actual, basado en cartografía de IGM y mapas históricos de la zona cedidos por el Museo de Adolfo Alsina	101
Figura 55. Evolución de las cotas de lago Epecuén y la precipitación en el período 1970- 2004.	102
Figura 56. Evolución de las cotas laguna Del Monte y las precipitaciones en el período 1978-2006	103
Figura 57. Evolución de las cotas laguna Cochicó, Alsina y Venado en el periodo 1970-	103

2006

Figura 58. Obras realizadas a través de los años por los diferentes gobiernos. Fuente: Diario La Nueva Pcia. 1997.	104
Figura 59. Compuerta laguna Venado- Del Monte	105
Figura 60. Canal Aliviador. Fuente Museo Regional “Dr. Adolfo Alsina”	105
Figura 61. Terraplén de la localidad de Guaminí	105
Figura 62. Cristo ubicado en la localidad de Carhué	106
Figura 63. Vista 3D del lago Epecuén con asentamientos urbanos y estâncias	108
Figura 64. Plano de la Villa Epecuén en el que se observa el amanzanamiento y los proyectos futuros	110
Figura 65. Balneario municipal de Villa Epecuén en 1930	111
Figura 66. Vista aérea de Villa Epecuén 1950	111
Figura 67. Balneario Villa Epecuén 1970	111
Figura 68. Vista aérea del terraplén construido para proteger Villa Epecuén 1978	111
Figura 69. Rotura de terraplén Rolito 1985	111
Figura 70. Paso de Agua de laguna Venado a laguna Epecuén	111
Figura 71. Villa Epecuén a- Primer día de evacuación b- Días subsiguientes c- d niveles máximos alcanzados e y f- . vista actual de la Villa Epecuén.	112
Figura 72. Localización de la Villa Turística Epecuén y Carhué en los distintos períodos, en los que se observa como el agua llega hasta la Villa y después la cubre totalmente.	113
Figura 73. Matadero Municipal Carhué a- Vista aérea b – Entrada al matadero	114
Figura 74. Castillo de Epecuén: Chalet de veraneo de origen francés mandado a construir por la condesa Ernestina María Allaire a-antes inundación b- después de la inundación	115
Figura 75. Fábrica de Sulfato de Sodio Tres Lagunas antes de la primera crecida de la	115

laguna

Figura 76. Mapa de peligro de inundación basado en la geomorfología y topografía.	120
Figura 77. Estaciones de muestreo en arroyos y lagunas de las Encadenadas del Oeste.	126
Figura 78. Recolección de muestras para análisis biológico cualitativo	127
Figura 79. Recolección de muestras con red análisis biológico cuantitativo	127
Figura 80. Fijación de muestras con Lugol y Formol	127
Figura 81. Recuento de células realizado bajo microscopio invertido Wild M40. Laboratorio biología del IADO	128
Figura 82. Porcentajes de las Clases de algas que componen el fitoplancton del Arroyo Pigüé en los meses analizados.	133
Figura 83. Niveles de clorofila a y densidad celular observados durante el período de muestreo en arroyo Pigüé papelera (APP).	135
Figura 84. Niveles de clorofila a y densidad celular observados durante el período de muestreo en arroyo Pigüé desembocadura (APD).	135
Figura 85. Descargas cloacales en la desembocadura del arroyo Pigüé	139
Figura 86. Gráficos de porcentajes de las Clases de algas que componen el fitoplancton del Arroyo Venado A: octubre; B: enero C: abril; D: junio; E: septiembre.	142
Figura 87. Niveles de clorofila a y densidad celular observados durante el período de muestreo en arroyo Venado (AV).	143
Figura 88. Porcentajes de las Clases de algas que componen el fitoplancton del Arroyo Guaminí.	144
Figura 89. Gráficos de porcentajes de las Clases de algas que componen el fitoplancton en laguna Epecuén	145
Figura 90. Niveles de clorofila a y densidad celular observados durante el período de muestreo en Lago Epecuén (LE).	147
Figura 91. Porcentajes de las Clases de algas que componen el fitoplancton Laguna Del Monte octubre 2004 y enero 2005.	148
Figura 92. Porcentajes de las Clases de algas que componen el fitoplancton Laguna Del Monte abril, junio y setiembre de 2005.	150

Figura 93. Niveles de clorofila a y densidad celular observados durante el periodo de muestreo en Laguna Del Monte (LM).	151
Figura 94. Niveles de clorofila a y densidad celular observados durante el período de muestreo en Laguna Del Monte (LM).	151
Figura 95. Gráficos de porcentajes de las Clases de algas que componen el fitoplancton Laguna Cochicó.	153
Figura 96. Laguna Cochicó y muestra de agua de la laguna Cochicó	154
Figura 97. Diferentes especies y colonias de Fitoplancton identificadas en las muestras de aguas de las diferentes lagunas	155
Figura 98. Niveles de clorofila a y densidad celular observados durante el período de muestreo en Cochicó (LC).	156
Figura 99. Dendrogramas de octubre, A: calculado con el índice cuantitativo de Bray & Curtis, B: con el cualitativo de Jaccard.	157
Figura 100. Dendrogramas de enero, A: calculado con el índice cuantitativo de Bray & Curtis, B: con el cualitativo de Jaccard.	158
Figura 101. Dendrogramas de Abril, A: calculado con el índice cuantitativo de Bray & Curtis, B: con el cualitativo de Jaccard.	159
Figura 102. Dendrograma de junio calculado con el índice cualitativo de Jaccard	159
Figura 103. Dendrogramas de setiembre, A: calculado con el índice cuantitativo de Bray & Curtis, B: con el cualitativo de Jaccard.	160
Figura 104. Variación anual del pH en lagunas en el período octubre 2004 – diciembre 2006	161
Figura 105. Variación anual del pH en Arroyo Pigüé en el período octubre 2004 – dic. 2006	162
Figura 106. Variación anual del pH en arroyos en el período octubre 2004 –dic. 2006	162
Figura 107. Perfil Vertical de pH en las lagunas Las Encadenadas para abril 2005	163
Figura 108. Variación anual de OD en lagunas Las Encadenadas en el período octubre 2004 – diciembre 2006	164
Figura 109. Variación anual de Temperatura en lagunas período octubre 2004 –	165

diciembre 2006

Figura 110. Perfil vertical de Oxígeno Disuelto y Temperatura de laguna Epecuén	166
Figura 111. Perfil vertical de Oxígeno Disuelto y Temperatura de laguna Del Monte	166
Figura 112. Perfil vertical de Oxígeno Disuelto y Temperatura de laguna Cochicó	166
Figura 113. Perfil vertical de Oxígeno Disuelto y Temperatura de laguna Alsina	166
Figura 114. Variación anual del OD en arroyos en el período octubre 2004 – diciembre 2006	167
Figura 115. . Cuenca media Arroyo Cura Malal	168
Figura 116. Cuenca media Arroyo Venado	168
Figura 117. Perfil vertical de Turbidez en lagunas Las Encadenadas	169
Figura 118. Imagen Satelital Landsat 7 enero 2006, donde se observa el diferente color que presenta laguna Cochicó.	169
Figura 119. Variación anual de salinidad y Conductividad a) Venado b) Del Monte c) Cochicó d) Alsina	171
Figura 120. Evolución de la salinidad en el periodo 1993 – 2006. Fuente: Elaboración propia a partir de datos de la Subsecretaria de Actividades Pesqueras Ministerio de Asuntos Agrarios y datos propios.	172
Figura 121. Variación anual de Ca en tres estaciones de muestreo en Laguna Del Monte año 2005.	173
Figura 122. Variación anual de Ca en lagunas Venado, Cochicó y Alsina año 2005	174
Figura 123. Distribución anual de Cl en lagunas Del Monte, Cochicó, Alsina y Venado en el año 2005	175
Figura 124. Variación anual de salinidad y Conductividad Laguna Epecuén b. Pilas de sal que se formaba e las orillas de las lagunas.	177
Figura 125. Variación anual de Cationes en Laguna Epecuén	178
Figura 126. Variación anual de Aniones en laguna Epecuén	178
Figura 127. Variación anual de nitritos en Arroyo Pigüé en el período Oct. 2004 Dic. 2006	180

Figura 128. Variación anual de nitritos en Arroyos Venado y Guaminí en el período Oct. 2004 Dic. 2006	181
Figura 129. Variación anual de nitritos en Arroyo Cura Malal en el período octubre 2004 diciembre 2006	181
Figura 130. Variación anual de nitritos en Arroyos Cochicó y Pescado en el período Oct. 2004 Dic. 2006	182
Figura 131. Variación anual de Nitritos en Lago Epecuén Octubre 2004 – Diciembre 2006	183
Figura 132. Variación anual de Nitritos en las lagunas Las Encadenadas del Oeste octubre 2004- diciembre 2006	184
Figura 133. Variación anual de Nitratos en tres secciones del arroyo Pigué octubre 2004- diciembre 2006.	185
Figura 134. Variación anual de nitratos en arroyos Guaminí y Venado octubre 2004- diciembre 2006.	186
Figura 135. Variación anual de Nitratos en arroyos Cura Malal, Pescado y Cochicó octubre 2004- diciembre 2006	187
Figura 136. Variación anual de Nitratos en lago Epecuén para el período oct. 2004 – dic. 2006	187
Figura 137. Variación anual de Nitratos en lagunas Las Encadenadas del Oeste Octubre 2004 – Diciembre 2006 a- Venado, b- Del Monte, c- Cochicó, d- Alsina	188
Figura 138. Variación anual de Amonios en Arroyos de la cuenca de Las Encadenadas del Oeste Octubre 2004 – Diciembre 2006. A- A. Pigué, b- A. Venado y Guaminí c- A. Cura Malal, Pescado y Cochicó, d- Laguna Epecuén.	192
Figura 139. Variación anual de Amonios en las lagunas Las Encadenadas octubre 2004 – diciembre 2006	194
Figura 140. Variación anual de Fosfatos en Arroyo Pigué octubre 2004 diciembre 2006.	196
Figura 141. Variación anual de fosfatos en arroyos Cura Malal y Pescado octubre 2004 – diciembre 2006	196
Figura 142. Variación anual de Clorofila y Fosfatos en arroyo Cura Malal para el período octubre 2004-diciembre 2006	197
Figura 143. Variación anual de Fosfatos en arroyos Cochicó y Venado octubre 2004 –	

diciembre 2006	198
Figura 144. Variación anual de fosfatos en laguna Epecuén octubre 2004 – diciembre 2006.	198
Figura 145. Perfil Vertical a-Nitritos b- Fosfatos, c- Silicatos en laguna Epecuén	199
Figura 146. Variación anual de fosfatos octubre 2004 – diciembre 2006 a-Venado B- Del Monte c-Cochicó d- Alsina.	201
Figura 147. Índice de Estado trófico de las aguas superficiales de la laguna Las Encadenadas del Oeste	203
Figura 148. Distribución de probabilidad del nivel trófico de las lagunas Las Encadenadas del Oeste basado en clorofila a. Las líneas verticales de colores indican la concentración de clorofila en mg m ⁻³ . LE; lago Epecuen; LV, Venado; DM, Del Monte; LC, Cochicó y LA, laguna Alsina	204
Figura 149. Esquema de funcionamiento del modelo AVGWLF.	207
Figura 150. Representación de la parte hidrológica del modelo GWLF	208
Figura 151. Calibración de las corrientes en la subcuenca Pigüé.	215
Figura 152. : Regresión entre las corrientes observadas y modeladas	215
Figura 153. Calibración del Modelo para la subcuenca Pigüé.	216
Figura 154. Recta de regresión entre lo modelado y lo observado e subcuenca Pigüé para el nitrógeno	216
Figura 155. Calibración del Modelo para la subcuenca Pigüé para el fósforo	217
Figura 156. Recta de regresión entre lo modelado y lo observado e subcuenca Pigüé para el fósforo	217
Figura 157. Recta de regresión entre lo modelado y lo observado en las subcuencas para el nitrógeno y el fósforo	217
Figura 158. Pasos metodológicos para localizar áreas de mayor ingreso de nutrientes hacia las lagunas Las Encadenadas del Oeste	220
Figura 159. Principales fuentes y vías de nutrientes que ingresan a las Lagunas	221
Figura 160. Usos de suelo en la cuenca Las Encadenadas Del Oeste em base a imagen Landsat enero 2005	223

Figura 161. Fuentes puntuales de aportes de nutrientes a- Descargas de aguas servidas de la localidad de Carhué b- Guaminí c- Descarga de la celulosa. d - Celulosa	224
Figura 162. Fuente FAO, 2004 Uso de Fertilizantes en la Argentina, para los diferentes cultivos	225
Figura 163. Calendario agrícola de la región pampeana. Fuente: UNLU, Proditel, 2004	225
Figura 164. Concentración inicial de Nitrógeno en base a condiciones naturales.	227
Figura 165. Resultados de las cargas de Nitrógeno a-Subcuenca Pigüé - b-Gusminí; c- Cura Malal; d-Pescado; e- Corto; f – Norte; g- Venado; h – Cochicó; i- Malleo Leufú; j- Pull; k- Pull 2; l- cono Epecuén - Venado; m- cono Venado – Del Monte n- cono Del Monte Cochicó; o- cono Cochicó - Alsina	228
Figura 166. Cargas de Nitrógeno según las diferentes fuentes en el periodo 1994- 2006	236
Figura 167. Cargas de Nitrógeno según las diferentes fuentes a: 2004, b: 2005 y c: 2006	237
Figura 168. Cargas de Nitrógeno según las diferentes fuentes a- Guaminí b. Subcuenca Corto	238
Figura 169. Mortandad de peces L. Alsina agosto 2007	239
Figura 170. Floración de algas en laguna Alsina agosto 2007.	240
Figura 171. Cargas de Nitrógeno según las diferentes fuentes en el período 1994- 2006	241
Figura 172. Cargas de Nitrógeno según las diferentes fuentes en el período 1994- 2006	243
Figura 173. Distribución de la cantidad de fósforo disponible inicialmente según textura del suelo y uso agrícola de la tierra.	245
Figura 174. Resultados de las cargas de fósforos; a: Pigué, b: Guaminí, c: Corto, d: Norte, e: Cura Malal, f: Pescado, g: Pull, h: Venado, i: Malleo Leufú, j:Pull2, k: Cono Epecuén Venado, l: Cono Venado Del Monte, m: Cono Cochicó – Del Monte, n:Cono Cochicó – Alsina o- Cono Corto Pescado.	246
Figura 175. Resultados de las cargas de fósforos; a: Pigué, b: Guaminí, c: Corto, d: Norte, e: Cura Malal, f: Pescado, g: Pull, h: Venado, i: Malleo Leufú, j:Pull2, k: Cono Epecuén Venado, l: Cono Venado Del Monte, m: Cono Cochicó – Del Monte, n:Cono Cochicó – Alsina o- Cono Corto Pescado.	254
Figura 176. Fig. 176. Aportes de Fósforo según las diferentes fuentes en el período 1994- 2006	255

Figura 177. Aportes de fósforo según las diferentes fuentes en el período 1994- 2006	256
Figura 178. Cargas de Fósforo según las diferentes fuentes en el período 1994- 2006	256
Figura 179. Borde del arroyo Malleo Leufú, donde se observa el camino marcado por el ganado para llegar al arroyo.	257
Figura 180. Cargas de Fósforo según las diferentes fuentes en el período 1994- 2006	258
Figura 181. Bordes del Arroyo Cura Malal donde se observan las pasturas hasta el pelo de agua y el alambrado que atraviesa el arroyo	258
Figura 182. Cargas de Fósforo según las diferentes fuentes en el período 1994- 2006	259
Figura 183. Cargas de Fósforo según las diferentes fuentes en el período 1994- 2006	259
Figura 184. Cargas de Fósforo según las diferentes fuentes en el período 1994- 2006	260
Figura 185. Cargas de Nitrógeno calculadas con el modelo AVGWLF para el período 1994 - 2006	262
Figura 186. Cargas de Fósforo calculadas con el modelo AVGWLF para el período 1994 – 2006	263
Figura 187. Entradas de nitrógeno hacia las aguas superficiales de la lagunas Las Encadenadas del Oeste	264
Figura 188. Entrada de Fósforo hacia las aguas de las Lagunas Las Encadenadas del Oeste.	265

INDICE DE TABLAS

	<i>Página</i>
Tabla 1. Índices morfométricos calculados en las subcuencas Las Encadenadas del Oeste.	26
Tabla 2. Superficies (km ²), longitud de los arroyos principales y longitud total de los cauces de las subcuencas analizadas	31
Tabla 3. Indices morfométricos calculados para las diferentes Subcuencas.	32
Tabla 4. Pendiente media calculada con y sin el efecto serrano.	36
Tabla 5. Clasificación taxonómica de los suelos de la cuenca de Las Encadenadas del Oeste. Fuente: INTA, 1989	47
Tabla 6. Precipitación media de la cuenca según el método de Thiessen	77
Tabla 7. Variables e índices morfométricos calculados en las lagunas las Encadenadas del Oeste	93
Tabla 8. Superficie en hectáreas de las lagunas en la década del 50, fines del 60 y en la actualidad	102
Tabla 9. Interpretación de lo resultados del índice de similitud de Jaccard	131
Tabla 10. Indices bióticos del arroyo Pigüé en los dos puntos de muestreo en los meses de octubre y enero.	137
Tabla 11. Indices bióticos de APP y APD en los mese de abril, junio y setiembre	138
Tabla 12. Indices bióticos de APP y APD en los mese de abril, junio y septiembre.	143
Tabla 13. Índices bióticos del arroyo Guaminí en los meses de octubre, junio y setiembre.	144
Tabla 14. Indices bióticos de Lago Epecuén en el período de estudio.	146
Tabla 15. Indices bióticos de Laguna Del Monte Estación 1 en el período de estudio	148

Tabla 16. Índices bióticos de Laguna Del Monte Estación 2 n el período de estudio.	149
Tabla 17. Índices bióticos de Laguna Cochicó en el período de estudio.	156
Tabla 18. Clasificación de aguas según Shöller 1955	172
Tabla 19. Relaciones entre cationes y aniones en el agua de las lagunas Las Encadenadas del Oeste.	176

RESUMEN

El objetivo general de la presente investigación es evaluar la calidad geoambiental de las lagunas Las Encadenadas del Oeste en función de parámetros físicos, químicos, hidrográficos, meteorológicos, biológicos y la aplicación de modelos hidrológicos. Se definen además, nuevos métodos de trabajo para la evaluación ambiental de los recursos hídricos.

Se definió la cuenca como un sistema fluviolacustre de tipo endorreico con una extensión de 1115248 ha, comprendiendo unidades morfológicas diferentes. Las aguas superficiales que forman la cuenca son arroyos Pigüé (laguna Epecuén), Venado (laguna Venado), Guaminí (laguna Del Monte), Cochicó (laguna Cochicó), Cura Malal, Pescado y Corto (laguna Alsina). La importancia que reviste esta área para la economía regional, nacional y los problemas ambientales sucesivos de carácter público motivaron la elaboración de esta tesis.

El estudio de los parámetros meteorológicos, la confección de cartografía permitió caracterizar el clima. La cuenca se encuentra dentro de la faja zonal de los climas templados, su temperatura media anual es de 15,2 °C. La isoterma de 15 °C es la que domina el sector de las lagunas, en tanto que la zona sur de la cuenca está dominada por la isoterma de 14 °C. Hacia el Norte de la cuenca las temperaturas continúan en aumento. La precipitación media anual en la cuenca es de 650 mm. Las lluvias alcanzan valores extremos de escasas precipitaciones, característica de ambientes áridos o semiáridos, a valores muy por encima del promedio anual similares a regiones extremadamente húmedas.

Se realizó la investigación morfométrica de las lagunas. La laguna Epecuén presenta una profundidad máxima de 8,5 m y Del Monte 5 m. Se aplicaron varios índices morfométricos a las lagunas. Epecuén resultó la de mayor área y volumen y Cochicó la menor. La variación de la superficie de las lagunas a lo largo del tiempo fue calculada a partir de las imágenes satelitales y las cartas topográficas. La laguna Epecuén sufrió una variación de su superficie desde la década del 50 hasta la actualidad 10734 ha. Por otro lado, la laguna Venado 4062, Del Monte 5684, Cochicó 1180 y Alsina 5855 ha. El relevamiento y síntesis de los acontecimientos históricos clarificaron algunas de las causas

que llevaron a la pérdida del pueblo Villa Epecuén. Para finalizar esta parte de la investigación se confeccionó un mapa de riesgo de inundación según la topografía y acontecimientos históricos.

Las características biológicas y físico químicas del agua se determinaron a partir de campañas en las que se tomaron muestras de aguas una vez por mes durante el período octubre 2004 – diciembre 2006. El análisis biológico reveló que hay disminución de la riqueza específica de especies. El índice de Diversidad indicó que las aguas son eutróficas. Se encontraron especies indicadoras de eutrofización, *euglenófito Lepocinclis fusiformis*, en el desagüe cloacal de la ciudad de Carhué. De la primavera al verano (Enero 2005) pasaron a dominar las cianofíceas que dieron lugar a floraciones lo cual indicó una disminución en la calidad de las aguas.

Los estudios químicos revelaron que a partir de la década del 90 se registró un aumento en la cantidad de nutrientes en el agua. Este se acentuó a partir del año 1998 (0,74 mg l⁻¹ de nitratos), superando la media de lagunas templadas.

Por último se aplicó el modelo AVGWLF, compatible con SIG donde por primera vez se cuantificaron los aportes de nutrientes por cada una de las fuentes. Las pérdidas de nitrógeno en todas las subcuencas fueron mayores en la primavera. Las Subcuencas Pigüé y Guaminí son las que presentaron las mayores pérdidas de fósforo. Los aportes de nutrientes provinieron de las industrias, zonas urbanas y áreas agrícolas.

CAPITULO I

DESCRIPCION Y LOCALIZACION DEL AREA DE ESTUDIO

1. INTRODUCCIÓN

Las aguas superficiales desempeñan un papel substancial para el hombre. El ámbito físico sobre el cual se halla establecida una red de drenaje es consecuentemente de vital relevancia. El estudio de la misma cobra importancia en áreas llanas y planicies con depresiones, más aún si las situaciones climáticas presentan alternancia de períodos secos y húmedos. Es por ello que el objetivo principal del Programa Hidrológico Internacional de la UNESCO para América Latina y el Caribe es el de mejorar la calidad de vida de los habitantes de la región a través del desarrollo científico y tecnológico de las ciencias del agua. Uno de los temas que se plantea en este programa es el estudio de los procesos hidrológicos y geoquímicos regionales, dentro del cual se encuadra la presente investigación.

La explosión demográfica de los últimos años ha convertido al agua dulce en un recurso natural limitado, por lo cual el interés en las aguas superficiales se ha incrementado significativamente. En este contexto la provincia de Buenos Aires cuenta con importantes recursos de agua dulce, lénticos y lóticos, con contrastes litológicos, climáticos, geomorfológicos y biológicos (Fig.1). Estos ecosistemas han sido afectados por acontecimientos históricos desiguales, conformando una limnología particularmente variada y aún pobremente estudiada, en especial los referidos a cuerpos de agua lagunares.

Las lagunas son ecosistemas de relevancia científica y económica que sustentan poblaciones importantes en todos sus niveles tróficos, por lo que constituyen recursos naturales de un gran valor ecológico, productivo, económico y social. Desde el punto de vista ecológico, son ecosistemas con gran capacidad biogénica, debido a que constituyen un hábitat singular para la flora y fauna característica. Albergan además, una gran biodiversidad y constituyen el medio de importantes especies de plantas y animales en peligro de extinción (Zinger, 2000).

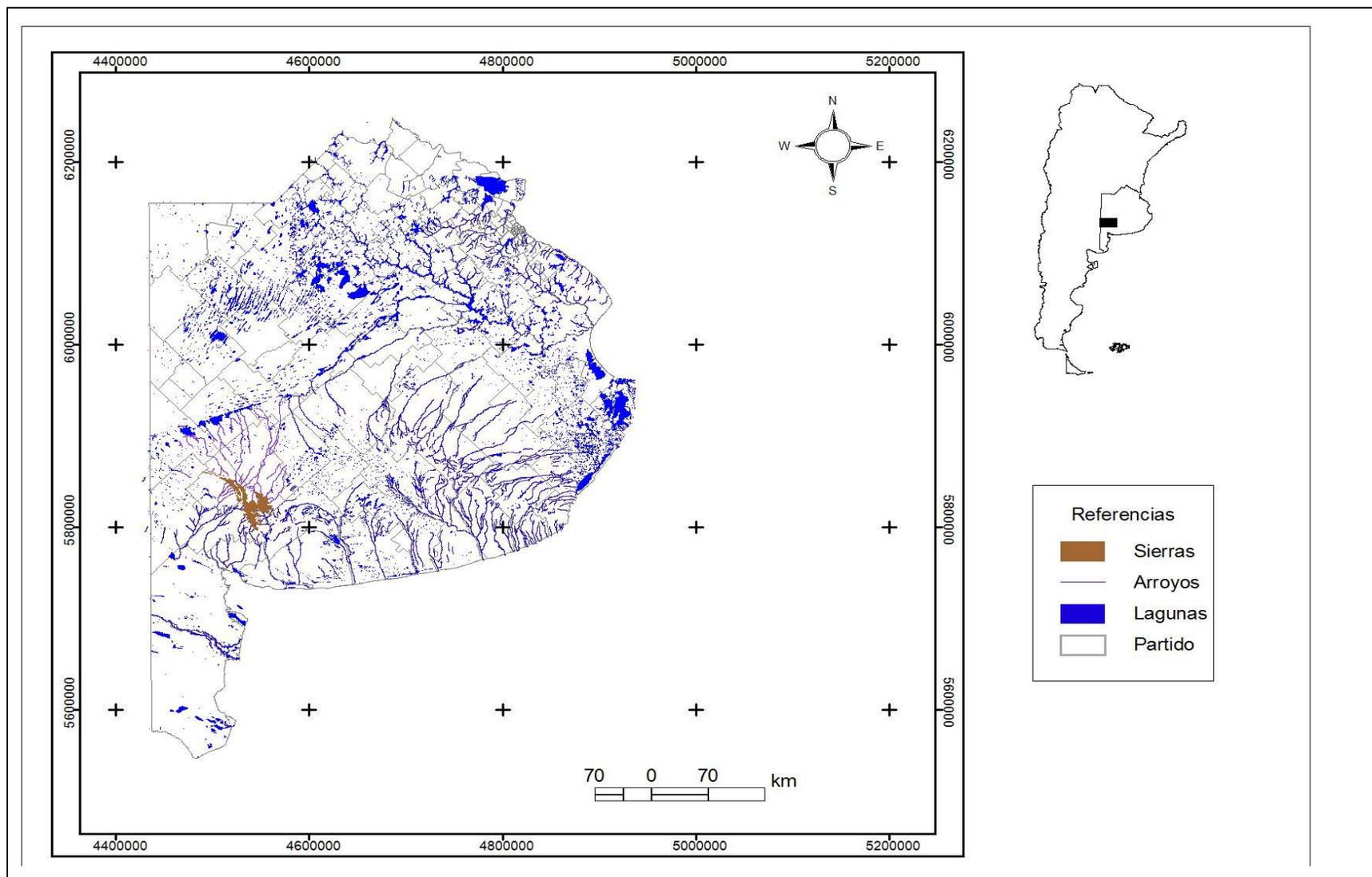


Fig. 1. Distribución de lagunas y cursos de agua de la provincia de Buenos Aires. Fuente: Elaboración propia sobre la base de datos de IGM y CONAE.

Los cuerpos lagunares cumplen una función ambiental vital como es la capacidad de mitigar los efectos del calentamiento global y servir de moderadores del régimen de los ríos (Salazar e Infante, 2005). Constituyen una fuente de biodiversidad para fines de investigación y desarrollo, son además, la base en la conformación del paisaje.

Económicamente, las lagunas cumplen un papel importante en las actividades pecuarias y turísticas, constituyendo la fuente de desarrollo de muchas localidades bonaerenses. Las aguas de numerosas lagunas son también utilizadas para riego y consumo humano. La degradación o perturbación en la calidad de sus aguas permite también otorgarles un valor económico porque afecta el desarrollo de las actividades antes mencionadas. En lo social brindan una amplia gama de bienes y servicios que pueden ser aprovechados por la comunidad nacional y local (Francke, 2002). Son además el lugar de asentamiento de muchas poblaciones humanas.

En la provincia de Buenos Aires se localizan gran cantidad de lagunas de tipología diferente como zonas palustres, charcas, lagunas, etc. (Fig. 1). Dichos ambientes se caracterizan por su gran dinamismo y adaptaciones particulares que realizan las especies. Esto es consecuencia de la heterogeneidad geomorfológica y climática que presentan. En los últimos años la intensificación agrícola y el crecimiento demográfico han ejercido una presión ambiental importante sobre estos recursos (Quirós *et al.*, 2005). El conocimiento hidrográfico de los cuerpos lagunares es uno de los pilares de cualquier análisis ambiental, sin embargo es desconocido en la gran mayoría de las lagunas de la región. Hasta el presente, estos cuerpos de agua no cuentan con estudios suficientes para su conservación y/o recuperación, de manera de generar planes de manejo lagunar.

La eutrofización es uno de los problemas inminentes en los sistemas lagunares producto del ingreso excesivo de nutrientes tanto de fuentes puntuales como difusas. Casi la totalidad de las lagunas que se encuentran en la región pampeana son lagunas de llanura de escasa profundidad, con estados eutróficos importantes (Quirós *et al.*, 2002). La gran mayoría presenta una hidroquímica altamente variable y dependiente del uso de su cuenca de drenaje (Quirós y Drago, 1999). El "estado trófico" de los lagos es un concepto fundamental en la ordenación de los mismos y depende principalmente de la carga de nutrientes, de su morfometría y del tiempo de permanencia de nutrientes en el

agua (Vollenweider, 1968). Sin embargo, también en este aspecto son pocas las lagunas que tienen estudios de este tipo. El clima es el otro pilar esencial en las investigaciones ambientales de los sistemas lacustres. En la provincia de Buenos Aires, son escasos los estudios del efecto del clima en los cuerpos de agua y en muchos casos hay ausencia de datos meteorológicos cercanos a las lagunas para estudiar la interacción aire – agua.

La región pampeana está constituida por áreas planas que se alternan con suaves lomadas, los relieves montañosos constituyen una porción muy pequeña de la región (Soriano *et al.*, 1992). Esta planicie se caracteriza por la falta de pendiente, drenajes de tipo endorreico y la presencia de fenómenos extremos como inundaciones periódicas y sequías extremas. Esta característica hace que los estudios de los sistemas lacustres sean imprescindibles, no sólo para conservar el recurso sino además para la gestión ante dichos eventos extremos tan característicos de esta región.

La falta de estudios lagunares es tan amplia que en muchos casos se han generado confusiones en el uso de los términos lago, laguna, bañado y frecuentemente no se conoce la diferencia entre ellos. Muchos lagos de la cordillera son llamados lagunas y muchas lagunas de la región pampeana son llamadas lagos. También las lagunas de la región pampeana son confundidas con charcas o bañados. Se presenta a continuación la diferenciación entre dichos términos.

1.1 Lagos, Lagunas, Bañados y Charcas

Los lagos son cuerpos de agua lénticos que en ningún caso tienen comunicación directa con el mar. La característica principal que lo diferencia de la laguna es la profundidad. Sin embargo, el límite de profundidad para diferenciarlo de una laguna varía según las condiciones ambientales en la que se localice y según los autores. En España, por ejemplo, el límite para diferenciar el lago de una laguna son los 15 m de profundidad (Alonso, 1998). Moss *et al.*, (1994) establecen el límite para diferenciar un lago de laguna en 3 m. En nuestro país, si bien no hay una profundidad establecida, a partir de la cual se define a un cuerpo de agua como lago o laguna, sería adecuada la de 10 m, debido a que en latitudes templadas la termoclina se forma aproximadamente a esta profundidad.

La profundidad de un lago influirá de forma determinante en la estructura y funcionamiento del cuerpo de agua. La penetración de luz, por ejemplo, permitirá

diferenciar una zona fótica (hasta donde la luz solar penetra) y otra afótica (donde la luz solar no llega). La zona fótica define un gradiente térmico (termoclina) que influye en la circulación vertical de las aguas. Así los lagos tienen dos períodos de circulación en un año con dos períodos de estancamiento. En el verano una masa de agua más caliente se superpone a otra más fría. En el invierno es inversa, la masa de agua más fría es superficial debido a que su temperatura es menor de 4°C y por lo tanto tiene menor densidad (Ringuelet, 1962).

En los lagos se distingue perfectamente una zona litoral y una zona pelágica sin vegetación hidrófila que predomina sobre la anterior. Los lagos están más independizados del medio terrestre, por el volumen de agua que presentan. Su estado trófico es por lo general oligotrófico y son cuerpos de agua homohialinos. En su mayoría tienen un perfil transversal en forma de U (Ringuelet, 1962).

Las lagunas son cuerpos de agua lénticos, sin estratificación térmica permanente. Esto determina que la circulación sea continua todo el año y que la mezcla de agua sea constante. La zona litoral domina casi la totalidad del cuerpo de agua y no se diferencia con una zona profunda. Su estado trófico por lo general tiende a la eutrófia. El estrecho contacto entre el sedimento y el agua provoca un rápido reciclaje de los nutrientes y una mayor productividad (Jeppesen *et al.*, 1997). Las lagunas tienen cubetas regulares y pueden formarse en un cauce preexistente (Ringuelet, 1962).

Un bañado es un cuerpo de agua semipermanente o temporario, sin una cuenca bien definida. Constituye un suelo inundable vegetado por comunidades serales. En un bañado no existe población animal que merezca llamarse limnética (Ringuelet, 1962). Debido a que no tienen una cubeta definida, el suelo es igual al emergido adyacente.

Las charcas no tienen una cubeta bien definida. La influencia de la zona terrestre sobre la acuática es máxima (Alonso, 1998). Por lo general no tienen profundidades mayores a los 70 cm y tienen un desarrollo superficial variable (Alonso, 1998). Por lo general tienen forma circular y se secan fácilmente ante la falta de lluvias.

1.2 Antecedentes

Existen a nivel mundial una gran cantidad de trabajos referidos a lagos, lagunas y cuerpos de agua superficiales que diagnostican el estado ambiental de los mismos. Los cambios en los niveles de los lagos son determinados por la entrada y salida de los ríos,

la evaporación y la precipitación directa caída sobre el lago, etc. (Kundzewicz *et al.*, 2007). Sin embargo, un porcentaje importante de aguas superficiales son controladas principalmente por precipitación y evapotranspiración. Las aguas superficiales con cortos períodos de residencia siempre serán más vulnerables que las que tienen períodos de residencia más largos (Ekmekci y Tezcan, 2006).

Muchos de los cuerpos de agua superficiales del mundo se encuentran con altos niveles de nutrientes y/o con modificaciones importantes en su salinidad y fitoplancton (Vila *et al.*, 1987; Dorador *et al.*, 2003; Rada, 2003; Radia Bouterfas *et al.*, 2006). Estos cuerpos de agua ven acelerados sus procesos naturales de colmatación por aportes de sedimentos derivados del incremento de la erosión de los terrenos adyacentes y de eutrofización por aportes de nutrientes, ambos procesos generados por el mal uso de sus cuencas (Vollenweider, 1968; Díaz, 1994; Vargas y Pérez, 1999).

Como se expresó anteriormente los estudios de lagos y lagunas a nivel mundial es muy abundante. Es por esta razón que se seleccionaron algunos casos relevantes que presentan similitudes a las lagunas objeto de la presente investigación sea por su ambiente, problemática o forma de investigación.

La laguna Yuriria, localizada en Guanajuato (México), presenta un estado de envejecimiento (Ventura y Retana, 1993). Tiene alta biodiversidad, con 47 especies y 34 géneros pertenecientes a 25 familias vasculares. En la actualidad la laguna sufre un fuerte proceso de envejecimiento debido al aporte de sedimentos provenientes de diversos afluentes, tanto naturales como artificiales, que llegan a la cuenca. Esto se agrava por el elevado contenido de nutrientes y contaminantes que son vertidos desde las poblaciones cercanas y las zonas agrícolas. La fuerte influencia de los asentamientos humanos sobre los recursos acuáticos de la laguna, ha ocasionado un desbalance hidrológico de la cuenca con la consecuente pérdida de profundidad y extensión de las zonas inundadas, como consecuencia se produce la supresión de hábitats para varias comunidades acuáticas.

Los lagos y lagunas de Europa experimentan en la actualidad un incremento en los niveles de nitrógeno. Así, en Noruega se estudiaron 609 lagunas donde se aplicaron modelos predictivos y se estableció que los niveles de nitrógeno se elevarán en el futuro

de 1,20 meq m⁻² año⁻¹ a 7,70 meq m⁻² año⁻¹. Se predice además que el 46 % de los lagos Noruegos con estos niveles tienen peligro de acidificación (Kaste *et al.*, 2002).

La laguna Manly, localizada a 12 km de Sydney (Australia) es una laguna con problemas de contaminación por aportes urbanos. Tiene altos niveles de salinidad y bajo oxígeno disuelto. Los promedios de turbidez y ortofosfatos están en un 95 % superior al nivel de protección pero los niveles de nitratos y amonios están en un 95 % por debajo del nivel de protección (Smith y Harpes, 2003).

El cambio climático y las condiciones meteorológicas afectan considerablemente las características y funcionamiento de los lagos. El contenido calórico en el hipolimnion de los lagos italianos finaliza con el año limnológico. Depende estrictamente de los parámetros meteorológicos de invierno, radiación solar, temperatura del aire, velocidad del viento etc, como también de la cantidad de calor que pueden alcanzar las capas profundas antes y después de la estratificación térmica (Ambrosetti y Barbanti, 1999). Esto se demostró para 31 lagos de Italia. Este patrón fue también observado en lagos de Italia Central, en la zona de los Alpes y en África Ecuatorial.

Los cuerpos lagunares se caracterizan por una gran variabilidad en sus características físico químicas y biológicas. Un ejemplo son los lagos de las islas de Kiritimati y Teraina en la zona ecuatorial del Océano Pacífico (Saenger *et al.*, 2006). En más de 100 lagos el oxígeno disuelto y el pH presentan un descenso moderado y ambos parámetros se comportaron de forma inversa a la salinidad. La salinidad de los lagos de esta zona es de 150 ppt es decir se clasifican como hipersalinos y la variación con la profundidad en todos los casos es pequeña. Otro ejemplo lo constituye la laguna Chilika en Asia, sitio RAMSAR (Panigrahi *et al.*, 2006). El sector Norte de esta laguna está más afectada por la actividad antropogénica. La salinidad es diferente al Norte y Este de la laguna oscilando entre 0,59 y 14 psu durante el Monson, 1,89 y 26 psu después del Monson y 7,35 y 32 psu en el verano. Este cuerpo de agua registra altos valores de nitratos en el sector Norte relacionados con los canales de drenaje utilizados en agricultura y también altos valores de clorofila.

En el lago Vanern en Suecia, se aplicaron cuatro modelos para comparar la dinámica del fósforo (P) (Dahl y Pers, 2004). La aplicación de los mismos demostró que

el lago tiene escasa concentración de fósforo y de fitoplancton. Los valores de carbono registrados por dos de los modelos fueron más bajos que los que encontraron otros autores unos años antes.

Los lagos mediterráneos son lagos someros que ocupan una posición intermedia entre un lago y un humedal (Becares *et al.*, 2004). Estos sistemas presentan particularidades y funcionamiento diferente como tamaños pequeños, fuertes oscilaciones en la lámina de agua, mayor productividad, ausencia de ciertos grupos tróficos etc.

Los cuerpos de agua de Pensylvania se encuentran en un estado de deterioro (Evans *et al.*, 2003). La principal causa es la pérdida de suelo por erosión, calculada en función del transporte de sedimentos, infiltración, corrientes, erodabilidad y precipitaciones donde la degradación específica media para la cuenca vertiente al embalse de Puente Alta, estimada a partir de la medida directa del aterramiento, es de $71 \text{ t km}^{-2} \text{ año}^{-1}$. La obtenida a partir de métodos indirectos, supone un 22 % del total de erosión potencial bruta estimado (273834 tn). En conjunto, el potencial de erosión de la cuenca tiene un valor de $69 \text{ t km}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (Bodoque *et al.*, 2001).

Los lagos y embalses argentinos están clasificados según sus concentraciones de fósforo y clorofila (Quirós, 2000). También las lagunas pampeanas están clasificadas en claras, turbias y turbias inorgánicas basados en mediciones de nitrógeno, zooplancton y disco Sechi (Quirós, 2000). Casi la totalidad de las lagunas tienen estados eutróficos avanzados. Las lagunas pampeanas se sitúan sobre suelos altamente fértiles y que sustentan una producción agropecuaria importante. El estado trófico es influenciado por la hidrología de la región que alterna períodos húmedos y de sequía. La intensidad del uso de la tierra es entonces un factor determinante en el estado trófico de las lagunas (Sosnovky y Quirós, 2003). Las cianobacterias tienen significativamente mayor abundancia en lagos y embalses poco profundos de Argentina (Quirós, 2004).

Los lagos más profundos se sitúan en los Andes Patagónicos y Tierra del Fuego y sus estados tróficos varían desde ultraoligotrófico a oligotrófico. Los lagos situados en la llanura chacopampeana son lagos someros con estados eutróficos a hipertróficos.

La laguna Epecuén es una de las lagunas más saladas del mundo (Fig. 2). En su composición contiene 202 g l^{-1} de cloruro de sodio, 137 g l^{-1} de sulfato de sodio y 1 gr de carbonato de calcio (Boussa, 1886). En total, la laguna tiene 370 g l^{-1} de sales. Estas aguas fueron calificadas en 1886 como medicinales por la alta cantidad de sales que contiene.

Las sales de la laguna Epecuén son el resultado de un largo proceso de cambios, los cuales integran una ininterrumpida sucesión de períodos de fuertes aportes de agua y de grandes sequías (Balmaceda, 1951). La napa freática de la laguna se presenta como un horizonte acuífero superior y abierto. Hay además otras napas profundas encerradas entre estratos impermeables, con gran presión que sobrepasan la superficie del suelo (surgentes). La laguna Epecuén, como las lagunas vecinas drenan cierta cantidad de agua de la napa freática.

La reserva de sales explotables en la laguna Epecuén era en 1959 de 24820 millones de toneladas de sulfato seco y 43584 millones de toneladas de cloruro de sodio (Cordini, 1959). Explotando el sulfato a razón de 100 mil toneladas anuales se tendría reserva para 248 años. El nivel mínimo de las aguas ocurre en el verano; esta es la época en que hay mayor concentración salina en el agua y, por lo tanto, el momento de extraer el sulfato. En otoño, Epecuén comienza a almacenar agua y la salinidad disminuye. En invierno y primavera las aguas se han enfriado perdiendo la capacidad para mantener en solución todo el sulfato de sodio (Cordini, 1959).

La zona de alimentación del acuífero freático a escala regional de la cuenca del arroyo Pigüé, lo constituyen las laderas nororientales de las Sierras de Cura Malal, Pigüé y Púan (Bonorino *et al.*, 1988). La subcuenca inferior del arroyo Pigüé coincide con un marcado cambio de la topografía lo que significa un mayor gradiente hacia la laguna Epecuén. En las inmediaciones de la laguna Epecuén, lugar de descarga del manto freático, la conductividad supera valores de $5000 \mu\text{Scm}^{-1}$ y el contenido de cloruros los 400 mg l^{-1} .

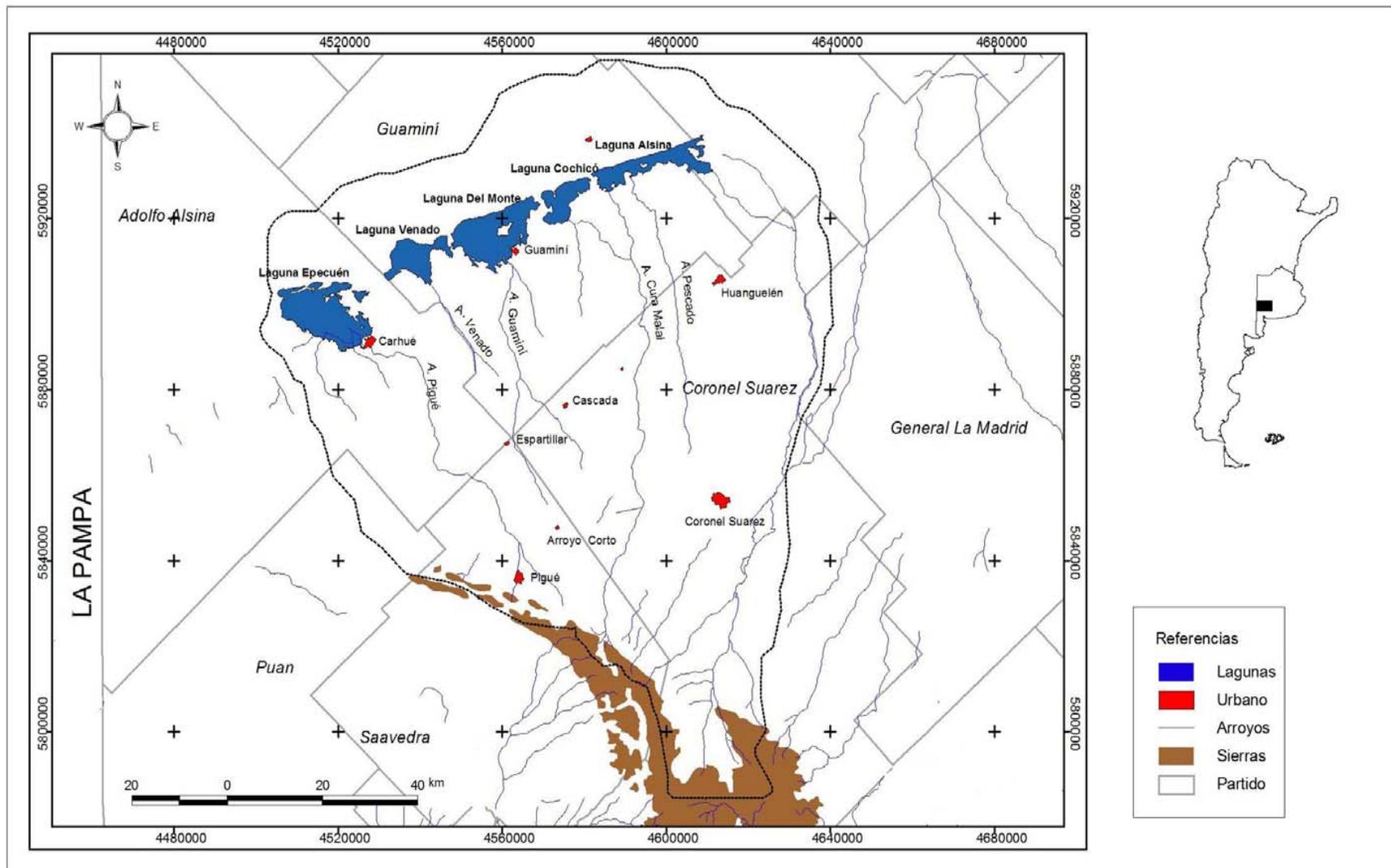


Fig. 2. Localización del área de estudio. Fuente: Elaboración propia.

Los valores medios de temperatura, sulfatos y calcio no presentaban diferencias significativas en el año 1987, evidenciando mezcla completa en la columna de agua (Goransky y Natale, 1987). El oxígeno disuelto en condiciones de escasa agitación, ausencia de vientos y en períodos primavera - verano, determinaban en esa fecha la presencia de oxiclina. En períodos veraniegos y con ausencia de oleaje podría presentarse una termoclina, pero en general las estratificaciones del agua serían muy lábiles, por lo cual se concluyó que la laguna es verticalmente homogénea.

La región de las lagunas comprende varios partidos y casi la totalidad del partido de Guaminí. La zona central de este último, es reconocida como área crítica por su comportamiento endorreico. Está expuesto al anegamiento masivo, hasta una altitud que oscila entre los 110 y 112 msnm (González Uriarte y Orioli, 1998). El control del área crítica requiere de una acción concertada entre distintos municipios por la dinámica que presenta la cuenca. Hacia el Sur del partido los suelos son de escaso espesor por lo que también es necesario prácticas de manejo y conservación para evitar la erosión hídrica.

Además del partido de Guaminí toda la región de las Encadenadas sufre periódicamente inundaciones producto de los excesos de precipitaciones. En los últimos 30 años, las precipitaciones en la región aumentaron considerablemente lo que condujo a un notable ascenso de las aguas. Villa Epecuén y 25000 ha destinadas a la agricultura se perdieron a causa de las inundaciones (Monachesi, 1995, 1998). Tales eventos hacen que los arroyos Pigüé y Cura Malal sean ambientes particulares, muy diferentes de los ambientes lóticos, caracterizados por comunidades que se ajustan al gradiente de las variables físicas desde las nacientes hasta las desembocaduras (Zalocar, 2002).

2. AREA DE ESTUDIO

2.1 Descripción regional del eje que contiene las lagunas Las Encadenadas del Oeste

Las lagunas Encadenadas del Oeste, conformadas por Laguna Epecuén, La Paraguaya, Venado, Del Monte, Cochicó, Alsina e Inchauspe (Fig. 2) se localizan en el centro de la provincia de Buenos Aires. Es una depresión lagunar que separa el piedemonte del Sistema de Ventana de la llanura arenosa del Noroeste.

Su morfología tiene origen en las Sierras de Chachahuén (Provincia de Neuquén) hasta los valles del Este pampeano, Utracán y Maracó Grande (Fig. 3). Hasta ahí presenta una extensión de 400 km (González Uriarte y Orioli, 1998). Frenguelli, (1950) la define como una zona de relieve cóncavo designada como depresión radial (González Uriarte y Orioli, 1998). La depresión continúa hasta el centro de la provincia de Buenos Aires (Fig. 3). Desde los valles del Este pampeano, prosiguiendo por las depresiones lagunares, continuando con la alineación del Arroyo Vallimanca y finalizando en el río Salado, la extensión aproximada es de 500 km, oscilando su ancho en 30 km. Totaliza así una extensión de 900 km aproximadamente.

A lo largo del eje se presentan diferentes unidades fisiográficas. En su inicio en el Oeste se localiza el sistema serrano de Chachahuén, sector A (Fig. 3) compuesto por varios cerros de individualidad bien definida y de origen heterogéneo que están separados por distintos valles. La zona está constituida por sedimentos de origen Terciario (Melo, 2003).

Al arribar a la provincia de La Pampa, el río Salado deja de atravesar una extensa llanura de escasa pendiente sin control superficial, para comenzar a recorrer otra con pendientes similares pero con un drenaje controlado. Luego entra en una gran zona deprimida con pérdida de pendiente que conforma en ella una extensa área lagunar denominada según Melo (2003) como Sector de Grandes Extensiones Lagunares, sector B (Fig. 3).

En el centro Sur de la provincia de la Pampa, comienza una unidad morfológica caracterizada por relieves serranos. Esta unidad morfológica se presenta como una divisoria entre ambientes de rasgos muy destacados y diferenciados. Este rasgo sobre el eje que contiene las lagunas está bordeado por un área medanosa donde nacen los extensos valles del centro Pampeano, como el Maracó, Remecó, Utracán y Acha y por el Este y Sudeste se extiende un área de grandes depresiones, sector B (Fig. 3) (Melo, 2003).

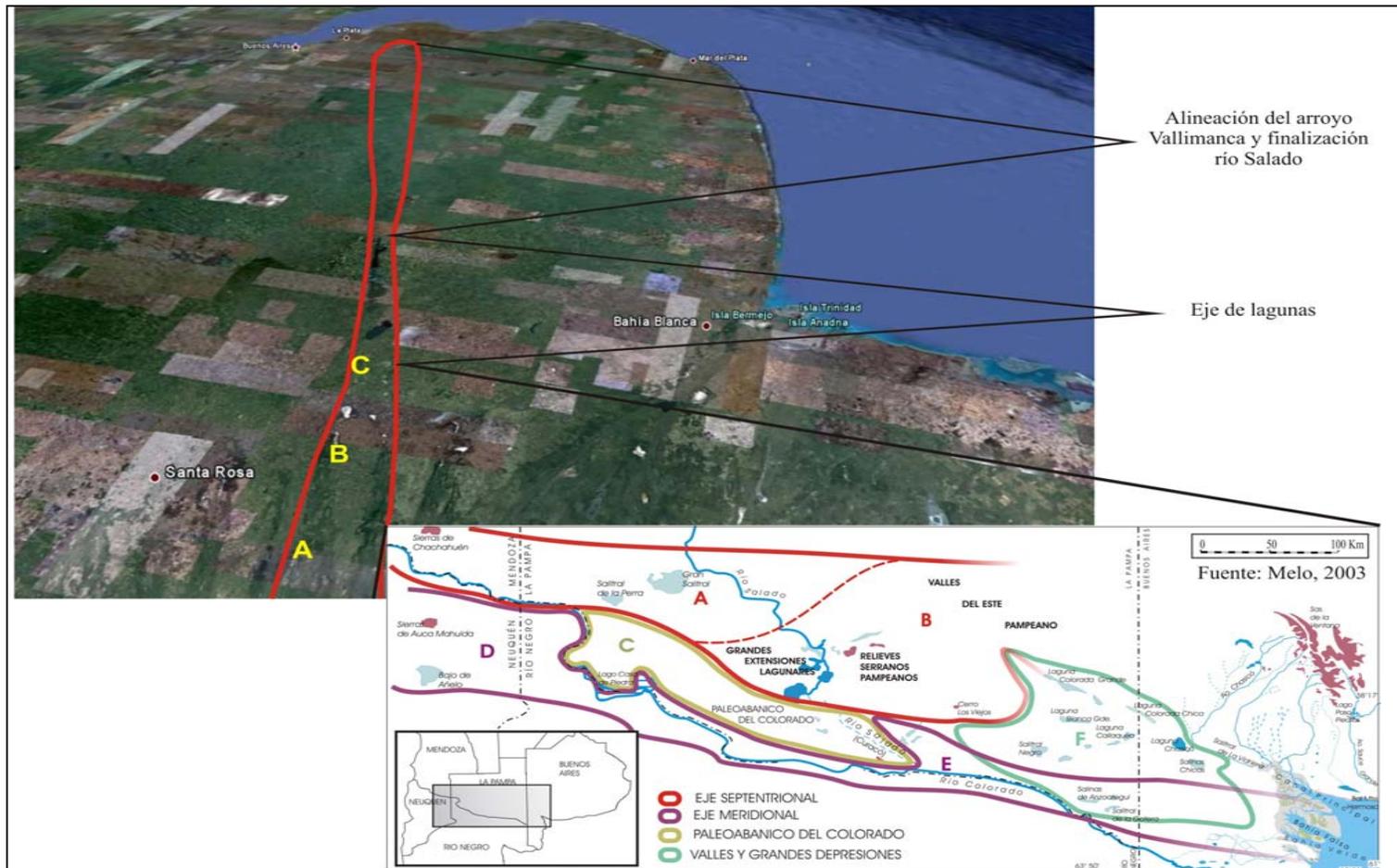


Fig. 3. Descripción de las unidades fisiográficas del eje que contiene las lagunas Las Encadenadas del Oeste con inicio en la provincia de Neuquén y finalización en la provincia de Buenos Aires. Fuente: Elaboración propia adaptado de Melo, 2003.

Este eje, en la provincia de Buenos Aires, sector C (Fig. 3) comprende una unidad geomórfica homogénea con los valles del Este pampeano, que se continúa hasta el arroyo Vallimanca. Estos valles están parcialmente obliterados por depósitos eólicos y por conos aluviales que progradan desde la Sierras de Curamalal (Malagnino, 1988). Los sedimentos de esta sección del eje son de origen Terciario, pertenecientes a la formación Epecuén, formadas por limos arcillosos arenosos que alternan con planchas de toscas de hasta 3 m de profundidad (Balmaceda, 1951). Se diferencia de otras morfoestructuras del sistema por el mayor grado de compactación de los materiales. Los depósitos de arenas se continúan al Norte de las lagunas en forma de media luna, llegando a afectar todo el Noroeste de la provincia de Buenos Aires. Según Malagnino (1988) estas geofomas son médanos formados por vientos de dirección Suroeste y Oeste, coincidentes con los vientos locales Pampero y Zonda.

2.2 La cuenca de las lagunas Las Encadenadas del Oeste

La cuenca comprende los partidos de Adolfo Alsina, Guaminí, Daireaux, Coronel Suárez; Saavedra y Puán (ver Fig. 2). La principal actividad es agrícola, afectada por la ciclicidad de períodos secos y húmedos, producto de un clima templado de transición. Las lagunas del sistema son lagunas de llanura de profundidad media, que no estratifican térmicamente. Todos los aportes encauzados se localizan al Sur de las mismas sin presencia de ellos por el Norte. Cada laguna tiene su unidad colectora propia conformada por un arroyo principal que en la mayoría de los casos es alimentada por precipitaciones de la zona alta de la cuenca. Los arroyos más importantes son Pigüé (laguna Epecuén), Venado (laguna Venado), Guaminí (laguna Del Monte), Cochicó (laguna Cochicó), Cura Malal, Pescado y Corto (laguna Alsina) (ver Fig. 2).

La cuenca de las lagunas es un sistema fluviolacustre de tipo endorreica con una extensión de 1115248 ha, comprendiendo unidades morfológicas diferentes. La altura media del área es de 100 msnm constituyendo la parte más baja del sistema el lago Epecuén (90 msnm) en el cual desembocan todas las aguas de la cuenca (Fig. 4). Cuando la laguna Epecuén alcanza la cota 92,75 m queda seccionada formando otra laguna llamada Alpataco, nivel alcanzado en 1952 (Montesarchio, 1990).

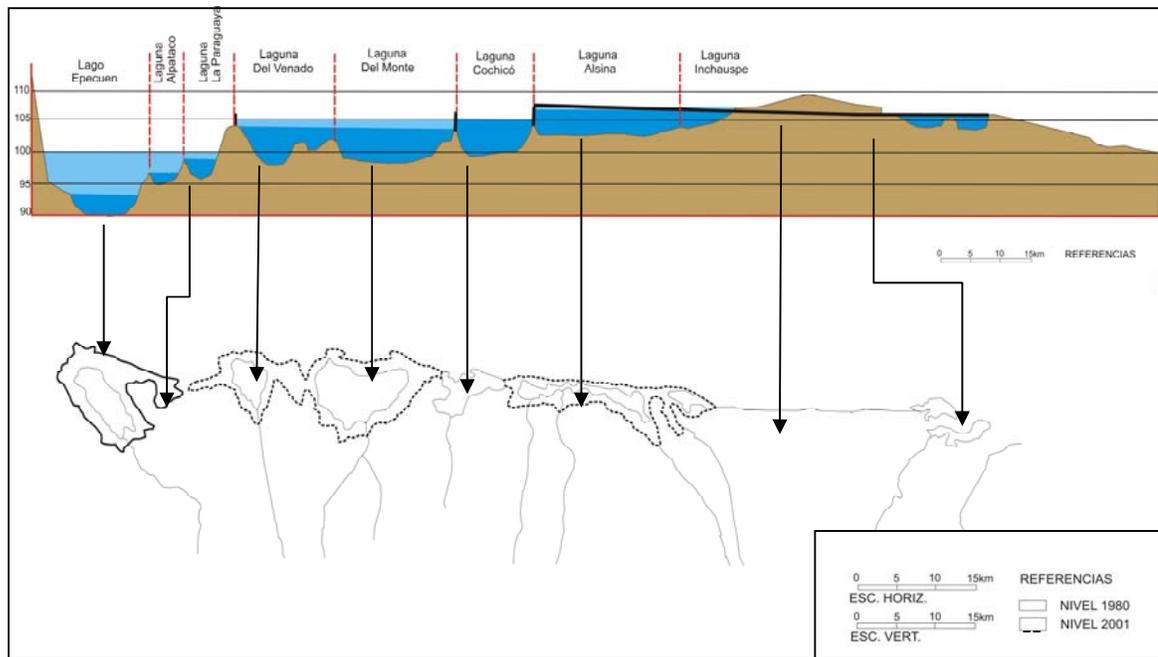


Fig. 4. Corte transversal de las lagunas las Encadenadas del Oeste. Fuente: Elaboración propia sobre la base de IATASA 2001.

La cuenca se divide en dominios ambientales diferentes:

a- Dominio Serrano: Este ambiente se localiza en el Sur de la unidad lagunar y contiene las cotas más altas de la cuenca, 1015 msnm (Figs. 5 y 6). La formación tiene un sentido Noroeste – Sureste, se extiende a lo largo de 175 km con un ancho de 50 km (Melo, 2003). En este conjunto se distinguen dos sectores las Sierras Orientales y las Occidentales separadas por los valles longitudinales de los arroyos Sauce Corto y Sauce Grande. La sección oriental corresponde a las sierras de Pillahuincó y las Tunas, mientras que la sección occidental está integrada por las sierras de la Ventana, Puan, Curamalal y Bravard (Melo, 2003). Estas últimas conforman parte de la cuenca de las Encadenadas. Además, nacen los arroyos que drenan hacia las lagunas con un diseño de tipo dendrítico. En este ambiente se localiza la línea divisoria y de contacto de otras cuatro cuencas (Sauce Chico, Napostá Grande, Napostá Chico, Sauce Grande) y Lagunas Encadenadas.

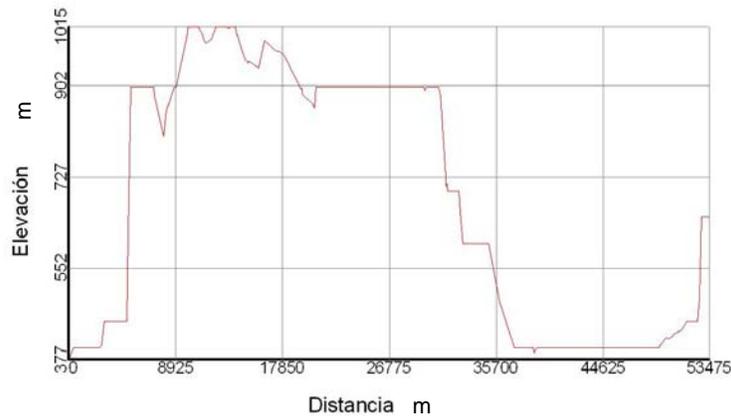


Fig. 5. Perfil longitudinal del área Serrana donde 0 pertenece a la curva 400 m.

- b- Dominio de llanura:* Este dominio es la transición entre el ambiente serrano, ubicado al Sur y las lagunas (Figs. 6 y 7). Se caracteriza por ser una planicie sedimentaria que aloja la mayor cantidad de lagunas entre 10 y 50 ha. Es en este ambiente donde se ponen en contacto las subcuencas mayores conteniendo los arroyos que nacen en las sierras, con las subcuencas menores donde nacen los arroyos que surgen a partir de cárcavas. Por ser un ambiente de depositación de materiales serranos, sus suelos son los más aptos para cultivo dentro de la cuenca, constituyendo los índices de productividad más altos.
- c- Dominio lagunar:* Este dominio se divide en dos secciones: Sur y Norte. El primero se extiende a partir de la curva de nivel de 150 m hasta las lagunas, presentando una discontinuidad topográfica que marca el origen de conos aluviales. Estas morfoestructuras son producto de la migración y depositación de materiales de los arroyos. El dominio Norte está constituido exclusivamente por médanos paralelos a las lagunas. La altura máxima del área es de 130 m. En las partes cóncavas de los mismos se alojan lagunas de carácter intermitente (Fig. 8). Está representado por suelos de escaso desarrollo, de buena permeabilidad y fertilidad moderada (Peña Zubiate y Maldonado, 1980). Tienen susceptibilidad a la erosión eólica. Estas unidades morfológicas, se continúan hacia el Norte de la provincia en forma de media luna, evidenciando el modelado de los vientos de la región.

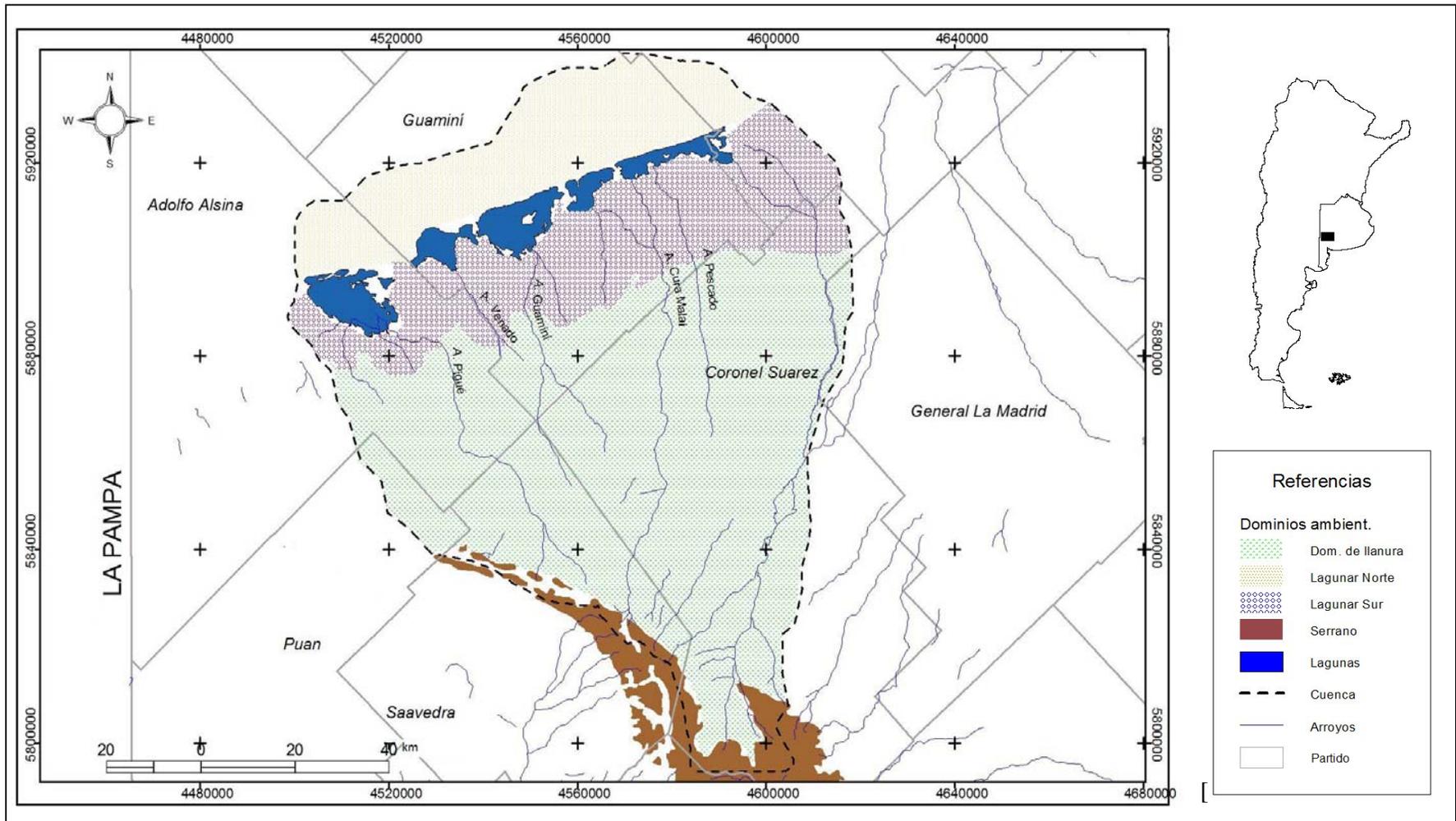


Fig. 6. Dominios ambientales en la Cuenca la Encadenadas del Oeste que diferencian las áreas de dominio de las lagunas, llanuras y sierras. Fuente: Elaboración propia.

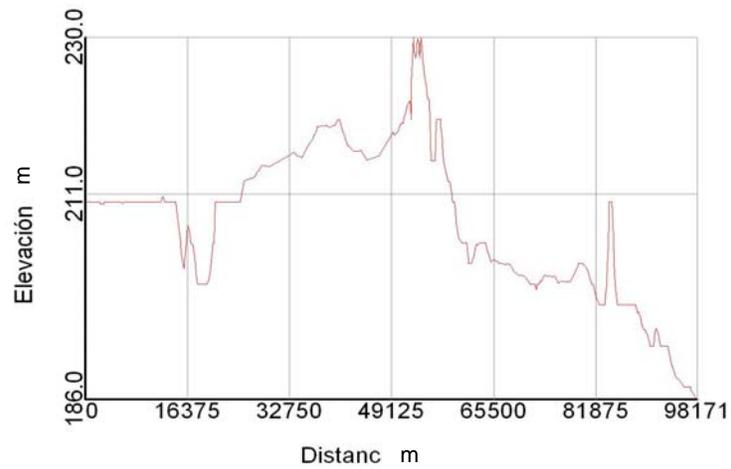


Fig. 7. Perfil longitudinal del dominio de llanura donde 0 pertenece a la curva de 150 m.

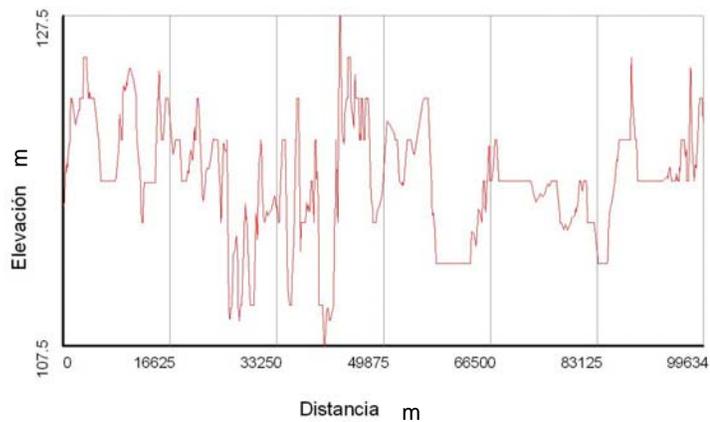


Fig. 8. Perfil longitudinal del área de médanos donde 0 pertenece a la curva de 100 m.

Las lagunas son las de mayor importancia económica dentro de la cuenca, debido a varios factores. El primero es que son de uso recreativo (Fig. 9); todas, exceptuando laguna del Venado poseen en sus márgenes balnearios. Laguna Epecuén, por su alta salinidad (170 g l^{-1}) es conocida y utilizada como agua curativa. Laguna Del Monte, Cochicó y Alsina son, además de balnearios, centros de pesca de pejerrey a nivel regional.



Fig. 9. Balneario Cochicó, instalado en la costa Oeste de la laguna homónima.

2.3 Teorías del origen del área

La génesis de la zona de estudio es un tema de discusión científica, atribuida a la complejidad que presenta el área cuando se la analiza en forma regional, aspecto imprescindible para la comprensión de su origen. Varias inquietudes surgen cuando se observa la disposición de las lagunas, su inclinación en contra de la pendiente natural, la perfecta alineación y el encadenamiento de las mismas. La respuesta a estos interrogantes se sustentan en dos teorías diferentes del origen de las lagunas:

a- ***Son geoformas de origen fluvial*** (Malagnino, 1988): Esta teoría sustenta que es una antigua superficie de transporte fluvioglacial. Con posterioridad al levantamiento cordillerano post Mioceno se estructuró hacia el Este un nivel pedemontano que llegó hasta la provincia de Buenos Aires. Durante el Pleistoceno-Holoceno a causa de la instalación de un período climático cálido, se produjo una retracción de los glaciares occidentales. Los ríos que tenían sus cabeceras en las provincias de Buenos Aires y La Pampa profundizaron sus cauces y seccionaron el primer nivel pedemontano. Los ríos eran emisarios de las protocuenas del Salado-Chadileuvú, Atuel, Malargue y Colorado. Paralelamente, y como efecto de la deglaciación, tuvo lugar la elevación del nivel del mar que transgredió las regiones litorales. En una fase posterior, caracterizada por desmejoramiento climático, se produjo el avance de glaciares en la zona cordillerana. El agua de fusión se encauzó en los valles emisarios precedentes y los ensanchó. Quedaron delineados de esta forma una serie de valles amplios. En el Oeste pampeano la dinámica fluvial relacionada con la

protocuenca del Colorado destruyó casi totalmente al primer nivel pedemontano y dió origen a un conoide fluvioglaciario que constituyó el segundo nivel pedemontano. Durante este período el río Colorado se extendía desde algún punto situado entre los volcanes de Chachahuén y Auca Mahuida hasta la bahía de San Borombóm. En su trayecto pasaba por el Sur de las sierra de Lihuel Calel, seguía por el sistema de valles Marrocó Chico- Argentino y continuaba a lo largo de los actuales lagos Epecuén- Alsina y Arroyo Vallimanca para dirigirse luego por donde actualmente se desplaza el río Salado. El avance de conos aluviales formados por la degradación de material procedente de las Sierras de Curamalal sobre el valle inactivo Utracán-Vallimanca destruyeron primero la rivera derecha, sepultaron en forma parcial su piso y se apoyaron sobre el borde izquierdo. Se originó entre el lateral rectilíneo del valle inactivo y la loma central de cada cono un endicamiento local. La forma rectilínea de la sección Norte corresponde al rasgo original que tenía el antiguo valle en la rivera izquierda.

b- ***Son fallas de origen tectónico*** (Cordini, 1942; Balmaceda, 1951): La llanura bonaerense ha sido protagonista durante el Terciario de importantes acontecimientos geológicos. En su borde Sur se han producido grandes fallas evidenciados en bloques hundidos como cuencas intermontanas. Por el borde oriental penetraron ingresiones marinas y por último fue sometida a movimientos diferenciales que alteraron los drenajes (Cordini, 1959). Estos movimientos diferenciales que produjeron lineamientos, producto del hundimiento de diferentes bloques (Fig. 8), dieron origen a depresiones y definieron el nivel de base de las lagunas. Entonces, estructuralmente el basamento cristalino está formado por sistemas de bloques fracturados por fallas de alto ángulo. Este lineamiento sugiere fractura del sustrato (INTA, 1989). La fractura aloja y controla estructuralmente la alineación de las lagunas que forman el sistema, por ende su dirección es también SW-NE. Estas fracturas tienen, además, una manifestación en diferentes profundidades a las que se encuentran esos paquetes sedimentarios superpuestos al basamento. Además se evidencia en forma superficial la distribución espacial del sistema fluvial. El sistema tectónico que afectó este basamento fue clasificado y dividido en: Dominio A, con planos estructurales Este-Oeste, Dominio B, con planos estructurales Noreste-Sudoeste y Dominio C con orientación predominante Noroeste-Sudeste. La sección basal está compuesta por materiales con grado de compactación variable, designada desde la época de Ameghino (1880) con el termino Pampeano (González Uriarte y Orioli, 1998).

3. HIPÓTESIS DE TRABAJO

La hidrografía y calidad de las aguas de las lagunas Las Encadenadas del Oeste es afectada por la gran actividad agrícola en la cuenca, el excesivo aporte de nutrientes desde áreas rurales y urbanas y las precipitaciones extremas. En consecuencia, las lagunas sufren alteraciones ambientales siendo la laguna Epecuén la más afectada por ocupar la parte más baja del sistema.

3.1 OBJETIVOS

Como objetivo general de la tesis se plantea evaluar la calidad geoambiental de las lagunas Las Encadenadas del Oeste en función de parámetros físicos, químicos, hidrográficos, meteorológicos, biológicos y la aplicación de modelos hidrológicos.

Los objetivos específicos de la presente investigación se detallan a continuación:

1. Realizar el relevamiento cartográfico de la cuenca.
2. Estudiar la morfometría de las subcuencas.
3. Analizar la hidrografía y los parámetros meteorológicos del área de estudio.
4. Determinar el estado trófico de los arroyos y las lagunas.
5. Calcular las pérdidas de nitrógeno y fósforo de las subcuencas hacia las lagunas.
6. Asociar el estado actual de las aguas con la ocupación antropogénica.

CAPITULO II

GEOMORFOLOGÍA Y MORFOMETRIA DE LA CUENCA

1. INTRODUCCIÓN

La identificación geomorfológica de una región es de fundamental importancia puesto que constituye uno de los factores principales que dominan la dinámica hídrica (Lexow, 2002). La morfología regional, condicionada por procesos de sedimentación, erosión, depositación y transporte da lugar a la existencia de cuencas hidrográficas. El agua a través de su capacidad de erosión y transporte de sedimentos se comporta como un factor relevante en el modelado de la superficie terrestre y de sus paisajes (Melo, 2003).

La caracterización geomorfológica ambiental de una cuenca fluvial se determina en primera instancia por su conocimiento morfométrico. Este último es uno de los aspectos más influyentes en la ecología acuática dado que muchos indicadores, composición físico química, sedimentación dependen de la forma de la cuenca. La morfometría sirve además para hallar parámetros que caractericen un ambiente geomorfológico y que sean susceptibles de un tratamiento estadístico que permita disminuir la subjetividad en las conclusiones (Doffo y Bonorino, 2005).

El espectro cronológico de la cuenca Las Encadenadas del Oeste incluye morfologías longevas en los sistemas serranos, anteriores al Cenozoico, hasta otras del Holoceno tardío (Zarate *et al.*, 2005). La cadena serrana tiene forma sigmoidal y se interpreta como resultado de la presencia de componentes de cizalla durante la deformación (Martínez, 2001) (Fig. 1).

Los escurrimientos superficiales son controlados por la pila sedimentaria que cubre el área y que data de los últimos 5 millones de años. Estos sedimentos fueron depositados por el viento y su espesor llega al centenar de metros en la parte superior (González Uriarte y Orioli, 1998). La base de estos sedimentos fueron denominados por Ameghino (1880) con el termino de Pampeanos. Cubre esta pila sedimentaria otra identificada también por Ameghino como Postpampeano (González Uriarte y Orioli,

1998). El conocimiento de estos sedimentos es importante puesto que ejercen un control sobre el paisaje actual y los materiales sobre los que evolucionan los suelos.

Las cuencas hidrográficas son consideradas sistemas abiertos, que reciben energía y materia del clima y procesos endogénicos y la pierde a través del caudal y la descarga de sedimentos (Gregory y Walling, 1973). La delimitación de la cuenca y las subcuencas permitirá un mejor cuidado de los recursos hídricos.

2. METODO DE TRABAJO

En este capítulo se utilizaron tres métodos de trabajo: análisis cartográficos, aplicación de índices morfométricos y aplicación de técnicas estadísticas.

2.1 Análisis cartográfico

En primer lugar se analizó la topografía, se digitalizaron las curvas de nivel a 2,5 metros de equidistancia utilizando el material cartográfico del Instituto Geográfico Militar (Anexo A Tabla A1). Las cartas topográficas se georeferenciaron y se generó un mosaico donde se incluyó la totalidad de la cuenca. La red de drenaje se digitalizó de las cartas topográficas y se la actualizó con imágenes satelitales Landsat 5 TM proporcionadas por la CONAE (Comisión Nacional de Actividades Espaciales). La gran acción antropogénica que presenta el área ha modificado muchos cursos de agua y divisorias de cuenca por medio de la construcción de canales, ferrocarriles y compuertas. Se hizo necesario entonces, un trabajo de campo para verificar divisorias de agua y mediciones con Global Position System (GPS) controlando además altitud y coordenadas geográficas.

Una vez obtenidos todos los datos (curvas de nivel, puntos GPS, divisorias de aguas antrópicas, canales), se delimitó la cuenca y luego las subcuencas para cada uno de los arroyos. La delimitación se comenzó por la desembocadura siguiendo los puntos más elevados hasta cerrar el circuito. Se utilizó el software Arc Gis 9, con sus respectivas extensiones. Este programa permitió obtener en forma inmediata parámetros de la topografía, longitud de los cauces, superficie de la cuenca y subcuencas.

2.2 Aplicación de índices morfométricos

Una vez obtenidas las subcuencas se realizó el análisis morfométrico. La morfometría tiene significativa importancia ya que la forma superficial de la cuenca da una idea del tiempo que tarda el agua en llegar a la desembocadura. El estudio de este aspecto permitió cuantificar variables e índices propuestos por primera vez en los trabajos de Horton (1945); Strahler (1952); Schumm (1956). En la Tabla 1 se presentan los índices morfométricos aplicados.

El área de drenaje (A) y el perímetro (P) son parámetros útiles para evaluar dimensiones de una cuenca hidrográfica. Estos parámetros sirven para identificar características generales de la misma como la zonalidad climática en la que se ubica o la topografía del territorio que abarca. Los índices longitud de la cuenca (L), longitud total de los cauces (Lt), longitud del cauce principal (Lc), número de corrientes perennes e intermitentes (Ns) y números de cauces de menor orden 1 y 2 (N1 y N2) son para determinar la morfometría lineal de las subcuencas.

Los índices que se aplican para determinar la forma de la cuenca (Tabla 1) tienen como objetivo parametrizar la misma y a partir de las figuras geométricas resultantes, compararlas con patrones preestablecidos. Se puede determinar, por ejemplo, el riesgo de inundación y de erosión. Si los valores tienden a la unidad, el riesgo de crecientes es mayor así como su riesgo de erosión. Si los valores tienden a 0, el riesgo de inundación y erosión es menor.

El índice de compacidad (IK) (Tabla 1) es la relación entre el perímetro de la cuenca y el perímetro de un círculo de igual área (Gravelius, 1914). Una cuenca se aproximará a una forma circular cuando el valor de IK se acerque a la unidad. Cuanto mayor es el valor del índice indica un perímetro superior al que le correspondería al círculo asociado. Si este coeficiente fuera igual a la unidad significará que habrá más oportunidad de crecientes debido a que los tiempos de concentración de los diferentes puntos de la cuenca serían iguales. Generalmente en cuencas muy alargadas el valor IK sobrepasa a 2 (Dourojeani, 1978). Los índices obtenidos se compararon con los rangos de clasificación de cuencas según su morfología propuestos por López en Fuentes Junco (2004), la cual considera valores entre 1,00 – 1,25 Redonda; entre 1,25 – 1,50 Ovalada y por último entre 1,50 – 1,75 Oblonga.

El índice Radio de circularidad (R_{ci}) es el cociente entre el área de la cuenca y la del círculo cuya circunferencia es el perímetro de la cuenca. Su valor es 1 para una cuenca circular y 0,78 para una cuenca cuadrada. El índice factor de forma (Ff) es la relación entre el ancho medio de la cuenca (a) y la longitud del curso de agua más largo. El ancho medio de la cuenca se obtiene dividiendo el área de la misma entre la longitud del curso de agua más largo. Este indicador pretende parametrizar la cuenca de manera que a través del mismo se logre una aproximación a su forma geométrica. Un valor bajo indica que está sujeta a menos crecientes que otras de igual tamaño.

La relación entre el diámetro de un círculo que tenga la misma superficie que la cuenca y la longitud máxima de la cuenca es el radio de elongación (Tabla 1). Varía entre 1 para cuencas llanas y 0,6 para las de relieve pronunciado. Antes de aplicar los índices del sistema de drenaje, se jerarquizó la cuenca siguiendo el sistema propuesto por Horton (1945), modificado por Strahler (1952) y considerado por Gardiner (1974) de aplicación objetiva y jerárquica.

La densidad de drenaje (Dd) es un índice relevante y una medida de la textura de la red. Expresa el equilibrio entre el poder erosivo del caudal terrestre y la resistencia del suelo y rocas de la superficie. Los valores oscilan entre 5 km de canal por km^2 en piedra arenisca, permeable y resistente a la erosión y 500 km por km^2 en tierras arcillosas, impermeables y muy erosionables. La escorrentía y el caudal máximo aumentan considerablemente con la densidad de drenaje (Horton, 1945). Indica la relación entre la longitud total de los cursos de agua efímeros, intermitentes y permanentes de una cuenca y el área total de la misma.

La densidad de Corrientes (D_c) resulta de dividir el número de corrientes perennes e intermitentes por el área de la cuenca. Este índice es útil para determinar si una cuenca está disectada lo cual permitirá inferir como responde a una tormenta.

Variable	Parámetro	Ecuación	Símbolo	Unidad
Forma	Coefficiente de Compacidad	$IK = \frac{0.28 * P}{\sqrt{A}}$	IK	Adimensional
	Radio Circularidad	$R_{ci} = \frac{4\pi A}{P^2}$	R _{ci}	Adimensional
	Factor Forma	$Ff = \frac{a}{Lc^2}$	Ff	Adimensional
	Radio de Elongación	$R_e = 1.128 \frac{\sqrt{A}}{L}$	R _e	Adimensional
Sistema de drenaje	Densidad de Drenaje	$Dd = \frac{Lt}{A}$	Dd	km ⁻¹
	Densidad de Corrientes	$Dc = \frac{Ns}{A}$ (a)	Dc	km ⁻²
	Extensión media del escurrimiento	$Es = \frac{A}{4Lt}$	Es	km
	Relación de bifurcación	$Rb = \frac{N1}{N2}$ (b)	Rb	Adimensional
	Tiempo de concentración	$Tc = \left(\frac{0.87 * Lc^3}{D} \right)^{0.385}$ (c)	Tc	minutos
Relieve	Pendiente media del cauce principal	$P = \frac{Hx_1 - Hx_2}{L} * 100$ (d)	P	%
	Elevación media de la cuenca	$\bar{H} = \frac{(hi * Si)}{A}$ (e)	\bar{H}	m
	Coefficiente de Masividad	$Cm = \frac{\bar{H}}{A}$	Cm	m km ⁻²

Tabla 1. Índices morfométricos calculados en las subcuencas Las Encadenadas del Oeste. **Fuente:** Ik: Gravelius (1914); Rc y Ff: Llamas (1993); Re: Schumm (1956); Dd: Gregory y Walling (1973); Dc, Es y Rb: Horton (1945); Tc: Fuentes Junco (2004); P, H y Cm: Strahler (1968) a) Ns: número de corrientes perennes e intermitentes b) N1: Número de cauces de orden 1 y N2: Número de cauces de orden 2 c) D: diferencia de nivel en metros entre la salida de la cuenca y el punto más alejado. d) Hx₁: Elevación Máxima y Hx₂: Elevación Mínima e) hi: longitud de las curvas de nivel que aparecen en la cuenca y Si: equidistancia entre las mismas f) Lt: longitud total g) Lc: longitud del cauce.

La distancia media, en línea recta, que el agua precipitada tendrá que escurrir para llegar al lecho de un curso de agua se denomina extensión media del escurrimiento. La relación bifurcación (RB) es la relación entre el número N_i de cauces de orden i y el número N_{i+1} de cauces de orden $i+1$. Horton encontró que esta relación es relativamente constante de un orden a otro. El Tiempo de concentración (T_c) es el tiempo transcurrido entre el final del hietograma de excesos y el final del escurrimiento directo según Kirpich, (1940).

Para realizar el análisis del relieve se efectuó un Modelo Digital del Terreno (DEM), creando una Red de Triangulación Irregular (TIN) con los datos de las curvas de nivel. Un TIN representa una estructura de datos vectoriales utilizada para almacenar y desplegar un modelo de superficie. Este divide una superficie topográfica en un grupo de triángulos contiguos no superpuestos. Los puntos de muestras forman vértices triangulares o nodos y los valores de elevación de estos nodos son interpolados para crear una superficie continua. Los triángulos son construidos de acuerdo con una técnica matemática denominada Triangulación Delaunay, la cual garantiza que un círculo dibujado a través de nodos de cualquier triángulo no contendrá ningún otro punto ingresado (Sione *et al.*, 2004).

La pendiente media del cauce principal (P) calcula la pendiente media del río y su potencial para erosionar. También se calculó la elevación máxima (H_{x1}) y mínima (H_{x2}). La primera está determinada por la cota superior que aparece dentro de la cuenca, indicada por las curvas de nivel o un valor de referencia altitudinal. La segunda constituye la cota menor que aparece en el área de la cuenca no coincidiendo necesariamente con el punto de desagüe final del curso principal (por ejemplo en áreas de depresión).

La elevación Promedio (\hat{H}) es el promedio entre la elevación máxima y mínima existente dentro de la cuenca. El desnivel (D) se obtiene restando la elevación máxima y la elevación mínima dentro de la cuenca. La Elevación Media (H) es la pendiente ponderada para toda la cuenca. Se obtiene a partir del cociente entre el producto de la longitud de las curvas de nivel que aparecen en la cuenca (h_i) por la equidistancia (S_i) entre las mismas y la superficie total de la cuenca. Este índice se utilizó para el cálculo de los coeficientes de masividad y ortográfico.

Según Hernández (2002) la curva hipsométrica es una distribución del área de acuerdo con la elevación, es decir, una representación bidimensional que grafica en el eje vertical la elevación y en el eje horizontal el porcentaje del área sobre cada curva de nivel, en términos del área total. Es de interés conocer cómo se distribuye el área de una cuenca a distintos niveles topográficos a fin de comparar características de almacenamiento y flujo entre cuencas.

El Coeficiente de masividad (C_m) permite diferenciar cuencas de igual altura media pero de relieve distinto. Este coeficiente puede dar valores iguales para cuencas distintas, por lo que no sería como tal válido para definir la erosión.

Para completar el trabajo se aplicó el modelo “Hydrologic Modeling”, de Arc Gis, que determinó las direcciones de las corrientes y verificó las divisorias de cuencas. Este modelo trabaja con la topografía de la cuenca simulando escurrimientos superficiales. Consiste en determinar todas las celdas que drenan a una en particular. Parte de evaluar el recorrido del flujo para cada celda a partir de la malla de direcciones de flujo. De esta manera aquellas celdas que tengan mayor acumulación del flujo, serán las que forman los canales de drenaje.

La descripción de los suelos de la cuenca se realizó sobre la base del Mapa de suelos de la Provincia de Buenos Aires a escala 1:500000. El mapa de suelos muestra la distribución geográfica de las unidades cartográficas y de los dominios edáficos distinguidos en el territorio provincial (INTA, 1994). La descripción de los mismos está agrupada según los dominios edáficos. Se describen además todas las unidades cartográficas correspondientes a cada dominio. Se utilizó el Software Arc Gis. Se digitalizaron las unidades cartográficas para luego ser clasificadas de acuerdo a la taxonomía.

3. RESULTADOS

El análisis topográfico permitió identificar las diferentes subcuencas (Fig. 10) que integran la cuenca de las Encadenadas del Oeste. A partir de este análisis surge, por primera vez en el área, una clasificación de las mismas que servirá para futuros estudios hidrológicos y para planes de manejo del agua en la zona. Las cuencas quedaron clasificadas de la siguiente manera:

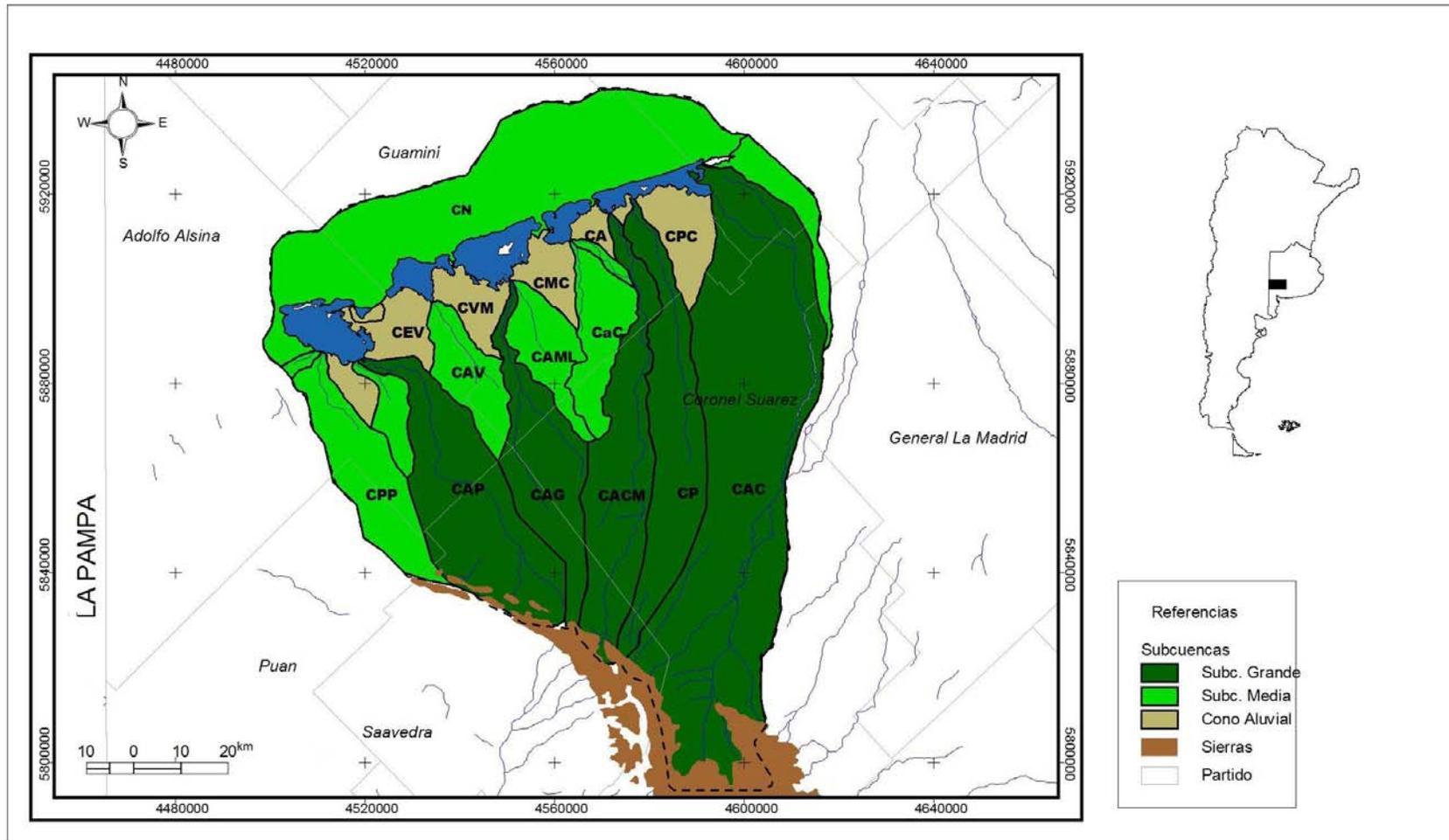


Fig. 10. Identificación de las subcuencas y división de las mismas en mayores, medias, conos aluviales y medanosa que forman la cuenca Las Encadenadas del Oeste en base al análisis topográfico. Fuente: Elaboración propia.

a. Subcuencas Mayores: La integran aquellas que desarrollan su superficie hasta la zona de las Sierras (Fig. 10) contienen los arroyos principales de la cuenca. Estas subcuencas son:

1. Subcuenca Arroyo Corto (CAC)
2. Subcuenca Arroyo Pescado (CP)
3. Subcuenca Arroyo Cura Malal (CACM)
4. Subcuenca Arroyo Guaminí (CAG)
5. Subcuenca Arroyo Pigué (CAP)

b. Subcuencas Medias: Nacen en la mitad de la cuenca en la zona caracterizada como llanura (Fig. 10). Se localizan intercaladas con las anteriores y la constituyen aquellos arroyos menores que son de carácter intermitentes y que sus nacientes no se localizan en las Sierras. Los arroyos nacen de cárcavas. Las mismas son:

1. Subcuenca Arroyo Pull (CPP)
2. Subcuenca Arroyo Venado (CAV)
3. Subcuenca Arroyo Malleo Leufú (CAML)
4. Subcuenca Arroyo Cochicó (CaC)

c. Conos Aluviales: Son cuerpos sedimentarios en forma triangular, su base ancha en contacto con las lagunas y el vértice es la zona de contacto con las subcuencas. Los abanicos aluviales se forman en la desembocadura de los ríos debido a la reducción de la pendiente con disminución de su velocidad y el ensanchamiento del valle, constituyéndose en el lugar de depositación de los materiales erosionados en los sectores superiores (Strahler, 1952). Tienen forma plana y están formados por materiales de depósitos fluviales. Estas unidades se localizan entre las lagunas y las diferentes subcuencas (Fig. 10), es por ello que se los denominó en este trabajo de la siguiente manera

1. Cono Aluvial del lago Epecuén (CE)
2. Cono Aluvial Epecuén – Venado (CEV)
3. Cono Aluvial Venado Del Monte (CVM)

4. Cono Aluvial Del Monte- Cochicó (CMC)
5. Cono Aluvial Cochicó- Alsina (CA)
6. Cono Aluvial Cura Malal- Pescado (CCP)
7. Cono Aluvial Pescado – Corto (CPC)

d. Subcuenca Medanosa (CN): Se localiza al Norte de las lagunas y se caracteriza por la presencia de médanos. No tiene aportes fluviales de ningún tipo. Se han identificado médanos, mantos de arena, depresiones intermedanosas y cubetas de deflación. Se han descrito cuatro unidades litoestratigráficas y cuatro paleosuelos (Dillon *et al.*, 1985). Los limos compactos de la Formación Epecuén han sido reconocidos a diferentes profundidades (Dillon *et al.*, 1985). Las arenas finas a limosas de la Formación Hereford han sido atribuidas al Pleistoceno superior. Sobre ellas se han reconocido los limos arcillo-arenosos a limos-arcillosos de la Formación Carlos Tejedor. Posiblemente se correspondan con los extendidos y característicos niveles de origen áeico “lujanenses” que caracterizan el Pleistoceno final en la provincia de Buenos Aires. Finaliza la secuencia con la depositación de arenas finas eólicas de la Formación Las Lilas (Holoceno) (Isla *et al.*, 2003).

El tamaño de la cuenca es de vital importancia en el comportamiento hidrológico de la misma, determinando el volumen que tendrá la crecida como el tiempo de respuesta entre la precipitación, el punto de crecida y la duración del caudal de una tormenta. En las subcuencas analizadas, la cuenca del arroyo Corto es la que mayor superficie presenta y en segundo lugar la del arroyo Pigüé (Tabla 2). Estas cuencas son, junto con la del arroyo Cura Malal, las que presentan los arroyos de mayor longitud (Tabla 2).

Subcuenca	AREA (km²)	Lc (km)	Lt (km)	Forma
Malleo Leufú	270,00	16,60	32,06	Oblonga
Venado	293,03	23,04	23,00	Ovalada
Cochicó	333,97	20,14	20,14	Oblonga
Guaminí	605,12	50,70	156,21	Alargada
Pescado	791,91	70,22	180,40	Alargada
Cura Malal	829,63	106,38	168,77	Alargada
Pigüé	998,56	80,18	80,18	Alargada
Corto	2893,62	160,37	533,00	Oblonga

Tabla 2. Superficie (km²), longitud de los arroyos principales y longitud total de los cauces de las subcuencas analizadas.

En el análisis de las subcuencas se emplearon varios parámetros morfométricos cuyos resultados están tabulados en la Tabla 3. La forma es una característica morfométrica cuyo concepto es complejo. En esta investigación la forma de la cuenca ha sido comparada con formas ideales para lo cual se calcularon los índices de Compacidad (IK), Radio de Elongación (Re), Radio de Circularidad (Rc) y el Factor de Forma (Ff).

	IK	Re	Rc	Ff	Es	Rb	Dd	Dc	TC
CAG	1,93	0,36	0,26	0,1	0,96	2,6	0,25	0,03	19
CP	2,14	0,3	0,21	0,072	1,09	3	0,22	0,02	15
CACM	2,08	0,3	0,22	0,07	1,22	3,6	0,2	0,024	17
CAP	1,48	0,54	2,9	0,42	1,32	3,25	0,15	0,013	35
CAC	1,7	0,37	0,33	0,11	1,35	2,8	0,18	0,001	26
CAV	1,4	0,52	0,5	2,21	2,02	2	0,12	0,01	36
CAML	1,61	0,47	0,37	0,18	2,1	2	0,11	0,01	33
CaC	1,6	0,9	2,55	0,63	4,14	0,5	0,06	0,002	40

Tabla 3. Índices morfométricos calculados para las diferentes Subcuencas.

En cuanto al Índice de Compacidad cuanto más cercano a la unidad la cuenca tendrá forma más compacta. De las subcuencas analizadas la cuenca del arroyo Pigüé y la cuenca del arroyo Venado son más compactas que las subcuencas CAG, CP y CACM ya que presentan el IK más bajo. El valor obtenido se comparó con los rangos de clasificación de cuencas, según su morfología, propuesto por López (Fuentes Junco, 2004). Teniendo en cuenta esta clasificación las subcuencas Cochicó Malleo Leufú y Corto tienen forma oblonga, Venado tiene forma ovalada y las demás son alargadas por superar el máximo valor (Tabla 3).

El índice Re es el que mejor correlación guarda con la hidrología de la cuenca (López Bermudez y Romero Díaz, 1988). Valores inferiores a 1 indican cuencas alargadas y cuando menor sea el índice más alargada será la cuenca. El Re enfatiza la relación del área con el cauce principal. De los datos obtenidos en las subcuencas todas son alargadas dado que Re es menor que 1; sin embargo, se aprecian diferencias entre ellas. La subcuenca de los arroyos Guaminí, Pescado, Cura Malal y Corto son las que presentan valores menores del índice, entre 0,3 y 0,37 (Tabla 3). Estas subcuencas se localizan hacia el Este de la cuenca siendo además las de mayor tamaño. Es de destacar que en ellas los cauces no presentan barrancas y son de tipo meandroso. Este hecho corrobora lo expresado por Senciales (1999) respecto a que los índices más bajos se dan

en zonas de meandros y baja pendiente. Se destaca la cuenca del arroyo Cochicó que tiene un valor de 0,9 que indica una forma casi circular. La cuenca del Arroyo Venado y la de Pigüé presentan valores medios que indican una forma redondeada en la cabecera de los arroyos mientras que la parte media y baja presenta mayor elongación.

El factor de forma de las subcuencas es muy bajo, entre 0,07 y 0,6, en todos los casos excepto en la cuenca del arroyo Venado (Tabla 3), lo cual implica una fuerte tendencia al alargamiento y escasa probabilidad de experimentar frecuentes crecidas. Según este índice la forma de las subcuencas no permite exponer toda su superficie al radio de acción de una determinada tormenta. Sin embargo, estas afirmaciones son relativas, ya que ello depende del tamaño o extensión de la tormenta, de la duración e intensidad de la misma y de las características del fenómeno. Las subcuencas Pescado, Corto y Cura Malal presentan los valores más bajos (Tabla 3) y, por lo tanto, son las más alargadas.

El radio de circularidad relaciona el área de una cuenca y la de un círculo de igual perímetro. Los valores más bajos se encontraron en las subcuencas del Este, que son Pescado, Corto, Cura Malal y Guaminí (Tabla 3). Estas serían las cuencas que presentan menor circularidad y, por lo tanto, esta característica morfométrica no intensifica las crecidas de los arroyos. Además se desprende del índice que hay una mayor torrencialidad, en principio, de los afluentes que del colector principal en sus puntos de confluencia.

En cuanto a la longitud de los cauces principales el arroyo de mayor longitud es el arroyo Corto (Tabla 2) que además presenta la mayor longitud total de cauces, (533 km). Los arroyos de menor longitud son el Malleo Leufú, (16,6 km) y el Cochicó, (20,14 km). La menor longitud total de cauces es la del arroyo Cochicó que no presenta afluentes en todo su recorrido.

La red de drenaje tiene una jerarquización de orden 3 a 4, por lo cual se las califica como cuencas poco jerarquizadas. La cuenca Cochicó es la más pobremente drenada, orden 1, y las cuencas Guaminí y Corto las más drenadas, orden 4. Pigüé, Malleo Leufú, Cura Malal y Pescado son de orden 3 y Venado de orden 2. Los patrones de drenaje o forma de ramificación de los tributarios son en todos los casos de tipo

dendrítico. En las cuencas mayores este patrón se identifica principalmente por encima de la cota 600 msnm.

La densidad de drenaje (Tabla 3) relaciona la longitud de los cursos de agua con el área total, es por ello un parámetro revelador del régimen y de la morfología de la cuenca (Sánchez, 1991). En general la magnitud está indirectamente relacionada con la cobertura del suelo, la erosión, la litología y la infiltración. Por lo general, los terrenos permeables tienen escasa densidad de drenaje. En las subcuencas analizadas la densidad de drenaje es muy baja, presentando valores extremos como la cuenca del arroyo Cochicó que presenta un valor de $0,06 \text{ km km}^{-2}$. Se explica, por la textura gruesa representada en sus suelos de limos y arenas (INTA, 1994). Los limos tienen alto contenido de materia orgánica y mayor tamaño de los poros lo que favorece la infiltración. Las arenas también son muy permeables, por lo que tiende a favorecer la infiltración dejando poca agua en superficie para alimentar los cauces. Además, las cuencas están dedicadas a la agricultura por lo que la cubierta vegetal favorece la infiltración y dificulta el escurrimiento superficial del agua. Una vez que la lluvia finaliza, la humedad del suelo es retirada a través de las raíces, aumentando la capacidad de infiltración para próximas precipitaciones. Entonces la densidad de drenaje baja, indica que la respuesta de la cuenca frente a una tormenta será lenta, evacuando el agua en más tiempo que otra cuenca con densidad más alta. Sin embargo cuando el agua llega a los cursos, el escaso grado de ramificación y jerarquización de la red de drenaje, provoca ondas rápidas de crecidas hacia la desembocadura.

En cuanto a la relación de bifurcación las subcuencas que presentan menor valor son las subcuencas Venado, Cochicó y Malleo Leufú (Tabla 3). En el caso de Las Encadenadas cuanto más redondeada es una cuenca menor es la relación de bifurcación, así las cuencas de mayor elongación son las de mayor relación de bifurcación. Esto se debe a que las cuencas elongadas presentan un claro retardo de la concentración de la escorrentía a causa de la gran longitud del cauce principal y con ello, mayor brusquedad de la crecida cuando se concentran las aguas (González Matauco, 2004). Entonces que las cuencas más alargadas tengan mayor relación de bifurcación, se debe a la longitud de los cauces que retarda la llegada del agua. A esto se agrega las escasas pendientes (1%) que presenta la cuenca en su tramo medio y bajo (Senciales, 1999).

Considerando que el tiempo de concentración corresponde al tiempo que demora una partícula de agua en viajar desde el punto más remoto hasta el punto de interés. Corresponde al lapso entre el final de la lluvia y el momento en que cesa el escurrimiento superficial (Fuentes Junco, 2004). Los tiempos de concentración en las Encadenadas son largos en las cuencas más redondeadas (Pigüé, Venado y Cochicó) con valores de 35, 36 y 40 minutos, respectivamente.

El relieve de las cuencas se representó con el Modelo Digital de Elevaciones (Fig. 11). Las alturas en el área están comprendidas desde los 82 msnm (altura mínima), que corresponde a la cota mínima de la laguna Epecuén en el Oeste y 1015 msnm (altura máxima), correspondiente a la cota en la que nacen los arroyos que conforman las cuencas mayores en el sistema Ventania. La diferencia entre estas dos alturas extremas definen un relieve que sugiere alturas y pendientes significativas favorables a la génesis y activación de procesos erosivos y de transporte de materiales. Se observa que las alturas mayores se localizan al Sur de la cuenca y las menores al Norte de la misma. El resto del paisaje se presenta debajo de la cota de 400 m.

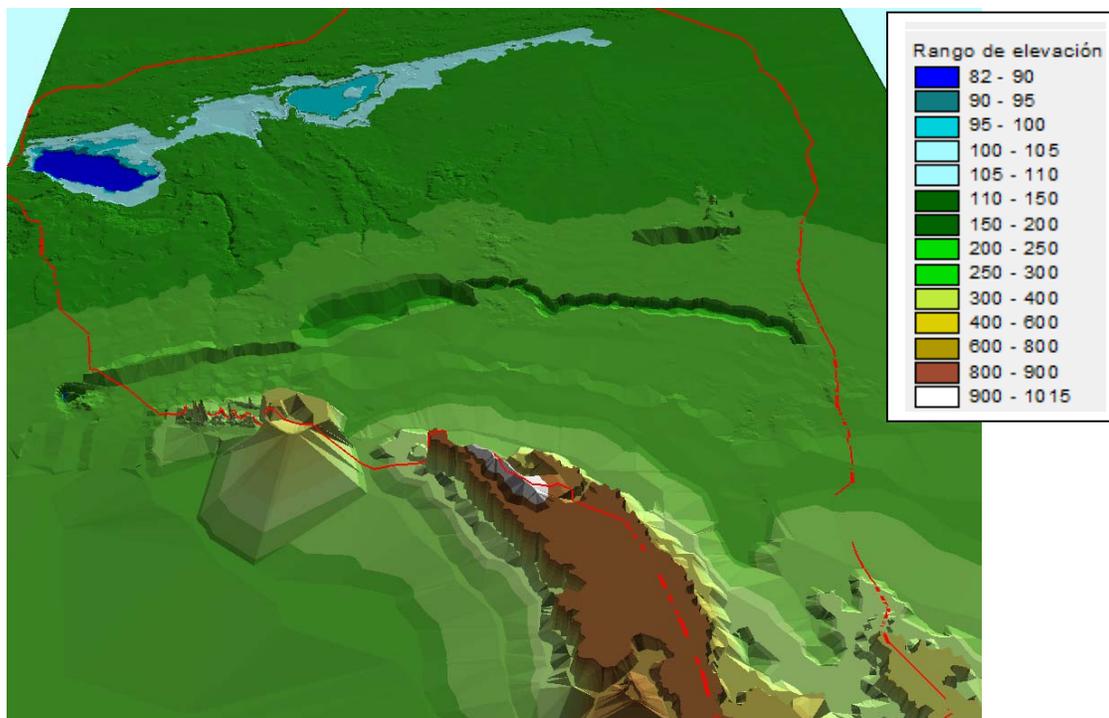


Fig. 11. Modelo Digital de Elevación de las lagunas las Encadenadas del Oeste teniendo como base las curvas de nivel a 2,5 m de equidistancia. Fuente: Elaboración propia.

La pendiente media del arroyo principal es una propiedad importante para determinar el comportamiento hidrológico en la cuenca. Las cuencas de mayores pendientes tienen una escorrentía más veloz y responden más rápido a la precipitación, incrementando los caudales de punta (Horton, 1945). En las cuencas más alargadas y de menor pendiente, el agua circula más lento y el recorrido desde las nacientes a la desembocadura es prolongado.

Debido a que el desnivel entre la naciente y la desembocadura de los arroyos es más pronunciado en el Oeste de la cuenca, se desarrollan en estos sectores barrancas en los cauces como por ejemplo en los arroyos Pigüé, Venado (Fig. 12), Guaminí, que son los que presentan pendiente media más pronunciada (Tabla 4). Los arroyos Cura Malal, Pescado y Corto (Figs. 13 y 14) ubicados al Este de la cuenca, tienen pendiente media menor 0,18; 0,02 y 0,01, respectivamente. Por esta razón, los arroyos del Oeste responden más rápidamente a las precipitaciones que los del Este.



Fig. 12. Barrancas formadas en el sector medio del arroyo Venado.

Cuenca	Hmax cs	Hmax ss	Hmin	D ss	D cs	P Ss	P cs	Cm	\bar{H}
Malleo Leufu	148	148	105	43	43	0,25	0,25	0,56	153
Venado	163	163,94	105,72	58,22	58,22	0,25	0,25	0,53	158
Cochicó	147	147,45	107,04	40,41	40,41	0,2	0,2	0,46	155
Guaminí	376	376	105	271,38	271,38	0,38	0,53	0,38	235
Pescado	600,51	300	110	190	490,51	0,02	0,69	0,28	222
Cura Malal	824,84	300	108,61	191,39	716	0,01	0,67	0,31	259
Pigüé	375	300	100	200	275	0,24	0,34	0,24	245
Corto	853	300	110	190	743	0,01	0,46	0,1	317

Tabla 4. Pendiente media calculada con y sin el efecto serrano. cs: Considerando las sierras, ss: sin considerar las sierras.



Fig. 13. Sector medio del arroyo Cura Malal donde se observa la falta de pendiente por la que discurre el arroyo.



Fig. 14. Sector medio del arroyo Pescado donde se observa la falta de pendiente por la que discurre el arroyo Pescado.

El sector de las cabeceras de los arroyos está influenciado por el efecto serrano. Aquí los valores de las pendientes medias se invierten (Tabla 4). Los arroyos Corto, Pescado y Cura Malal son los que presentan la mayor pendiente media, mayores ramificaciones y son más barrancosos. La explicación reside en la forma curvada que presentan las sierras (Ver Figs. 10 y 11) en la cual las alturas de las mismas disminuyen hacia el Noroeste que es donde nacen los arroyos Pigüé y Guaminí.

El desnivel es la diferencia entre la cota más alta de la cuenca y la más baja. Se relaciona con la variabilidad climática y ecológica. Una cuenca con mayor cantidad de pisos altitudinales puede albergar más ecosistemas al originarse variaciones importantes en su precipitación y temperatura (Fuentes Junco, 2004). En la Tabla 4 se presentan los datos de desnivel con y sin el efecto serrano hecho que confirma lo expuesto

anteriormente. Según el dato de desnivel las subcuencas Cura Malal, Pescado y Corto son las que tienen las mayores variaciones climáticas y ecológicas.

El índice Cm indica que en promedio por cada kilómetro cuadrado de la cuenca existe un incremento promedio en altura de 0,35 m, lo cual es un valor de esperar para cuencas cuya mayor extensión se asienta sobre un relieve llano. Este parámetro es por lo tanto un indicador del incremento de la pendiente a medida que se asciende en altura. El índice de masividad indica que las cuencas con erosión están representadas por las cuencas menores donde los coeficientes de masividad son más altos (Tabla 4), siendo las cuencas mayores las que tienen los índices menores.

Según Llamas (1993) la curva hipsométrica es el retrato más preciso sobre la elevación de una cuenca. La hipsometría de la cuenca en conjunto (Figs. 15 y 16) evidencia que la sección alta es la de declive abrupto y la que ocupa menor extensión. Por esta razón, el agua precipitada en las Sierras escurre en los períodos húmedos en forma violenta hasta alcanzar la cota de 400 msnm. Los procesos erosivos en este sector se intensifican y obligan a adoptar prácticas agrícolas adecuadas. Se puede observar además en la curva hipsométrica que exceptuando el área de sierras, la cuenca es de pendiente suave y se desarrolla por debajo de los 300 msnm. El histograma de frecuencias altimétricas (Fig. 15) revela que sólo el 5 % de la cuenca se desarrolla por encima de las cotas de 350 m.

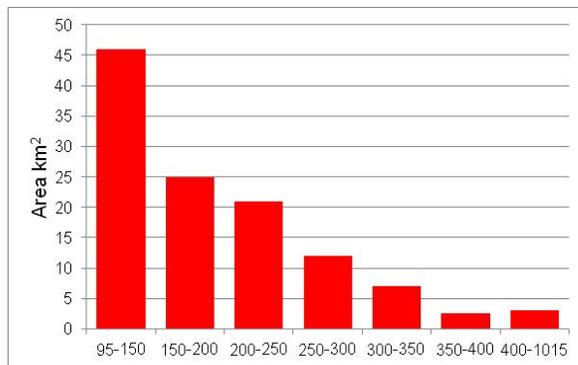


Fig. 15. Histograma de frecuencias altimétricas de la cuenca Las Encadenadas del Oeste.

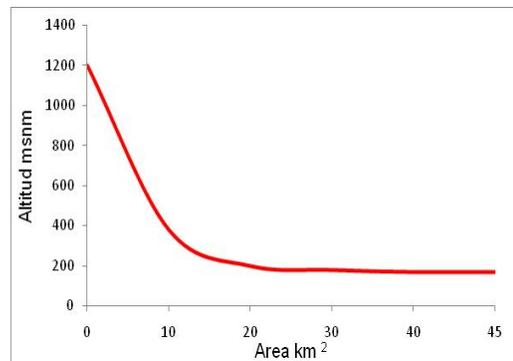


Fig. 16. Curva hipsométrica de la Cuenca de las Encadenadas del Oeste en km².

La cuenca Pigüé se caracteriza por el predominio de altitudes entre 200 y 300 m (78 %). Las cotas más altas sólo constituyen el 1 % de la superficie de la cuenca y es donde nace el arroyo que da origen a la misma (Fig.17a). Es regular respecto al descenso de la altitud, razón por la cual la curva hipsométrica es casi recta (Fig. 18a).

Esto se manifiesta además en la coincidencia entre la altitud media y la altitud de frecuencias medias.

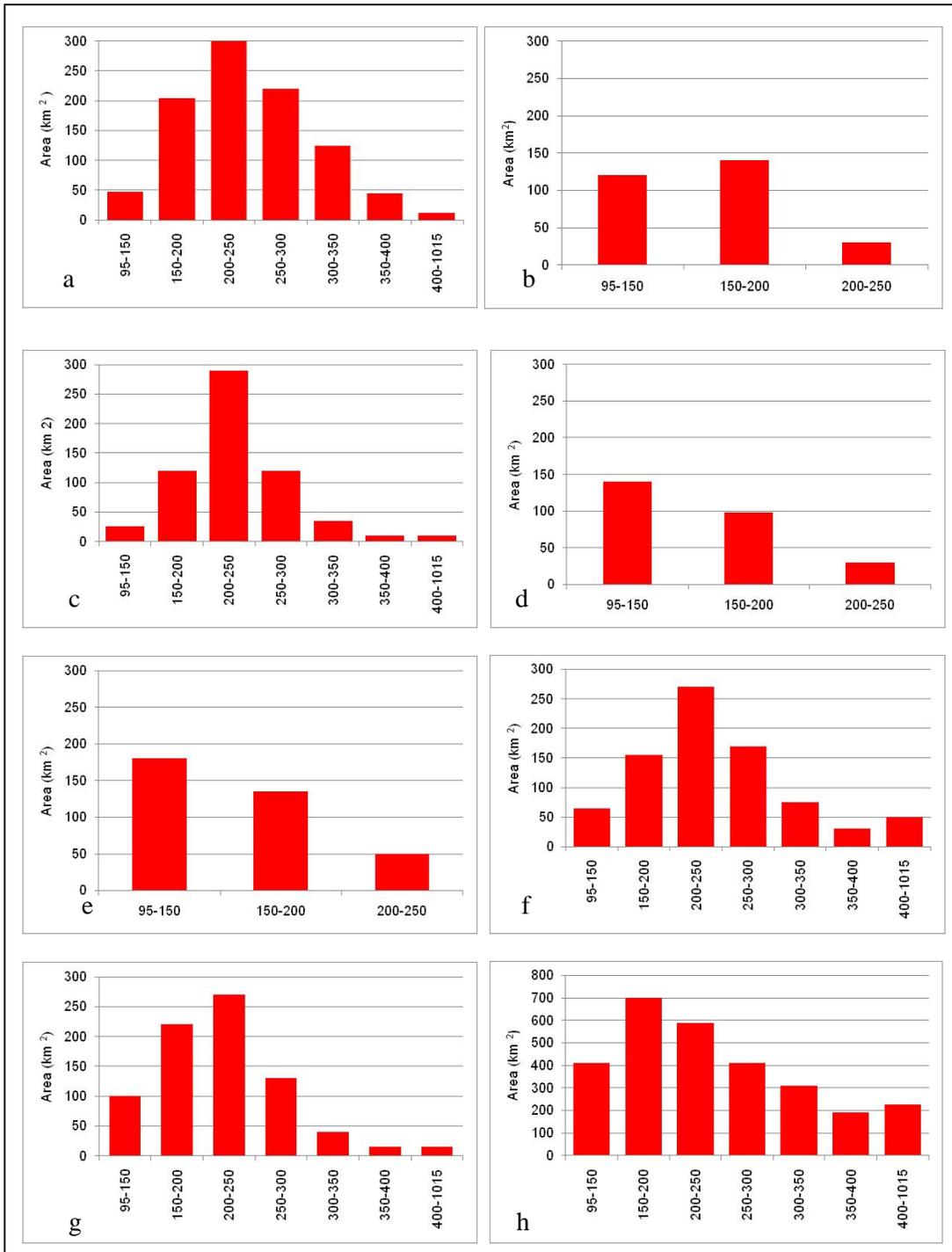


Fig. 17. Histograma de frecuencias altimétricas de las subcuencas a- Pigüé b-Venado c- Guaminí d- Malleo Leufú e- Cochicó f- Cura Malal g- Pescado h- Corto.

La cuenca del arroyo Venado tiene una extensión de 293 km², un perímetro de 85 km y una pendiente media de 2 %. Es de las cuencas menores la que tiene la mayor altura media (Tabla 4), lo cual es importante ya que influye en el escurrimiento y en los procesos erosivos. Predominan las alturas de 150 a 200 m seguido de alturas entre 95 a 150 m (Fig. 17b). La curva hipsométrica (Fig. 18b) crece en la medida que se acercan las alturas que predominan en la cuenca. Esta curva no se adapta exactamente a ninguno de los modelos propuestos por Strahler (1974) (Fig. 19). Sin embargo, su localización entre dos subcuencas activas en estados evolutivos y la presencia de dos conos aluviales al final de la misma supone una cuenca en fase de desequilibrio, evolucionando hacia el estado de juventud.

La cuenca del arroyo Guaminí se presenta en forma regular respecto al descenso de la altitud, por lo cual también su curva tiende a la rectitud (Fig. 18c). Se encuentra en una fase erosional de equilibrio, estadio de madurez. En este estado predomina el transporte de sedimentos y agua. El histograma de frecuencias altimétricas (Fig. 17c) refleja el predominio de las altitudes entre 200 y 250 m representando el 67 % de la superficie total y sólo el 3 % pertenece a zonas por encima de los 400 m.

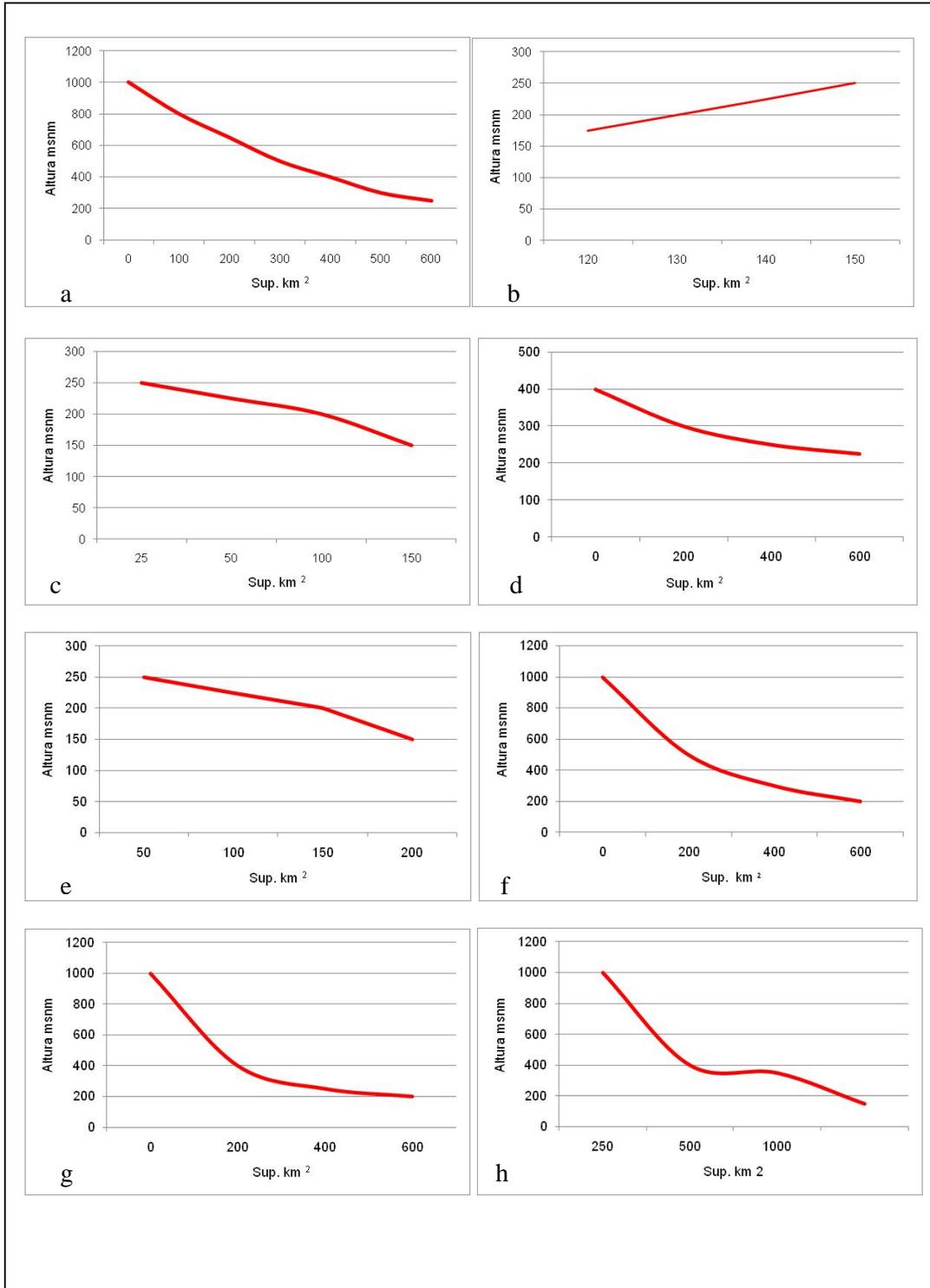


Fig. 18. Curvas hipsométricas de las subcuencas a- Pigüé b- Venado c- Guaminí d- Malleo Leufú e- Cochicó f- Cura Malal g- Pescado h- Corto.

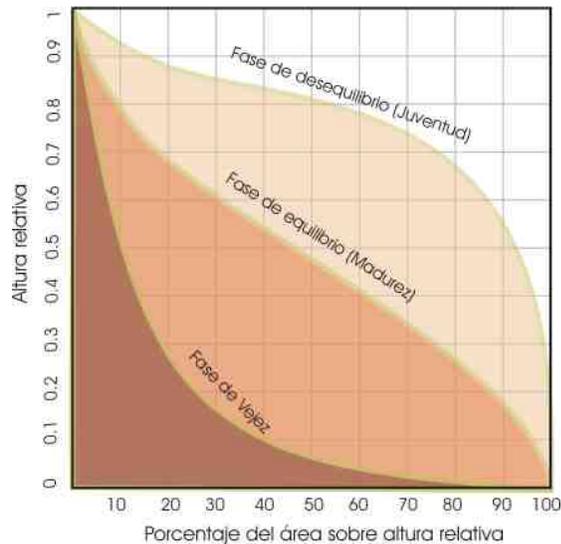


Fig. 19. Curvas hipsométricas características del ciclo de erosión (Strahler, 1974).

El arroyo que forma la cuenca Malleo Leufú es de carácter intermitente y recorre la menor extensión (16 km). Es un típico arroyo de llanura, divagante. En su avance se evidencian meandros producto de la migración del mismo para alcanzar la desembocadura y no presenta barrancas a lo largo de su recorrido. Es importante destacar que al no estar encajonado se desborda fácilmente ante un aumento de los caudales. La cuenca es de 270 km² con un perímetro de 94 km y la pendiente es de 2 %. El histograma de frecuencias altimétricas (Fig. 17d) indica que el 52 % está representada por altitudes de 95 a 150 m. La curva hipsométrica (Fig. 18d) presenta asimetría negativa, dado que la altitud media, es menor que la mediana, 175 msnm. Se refleja en la curva entonces, el claro predominio de las altitudes menores de la cuenca sobre las mayores. Su curva hipsométrica tiene tendencia a ser convexa lo cual indica un potencial erosivo importante ya que de acuerdo al modelo de Strahler (1974) se encuentra en estado de desequilibrio (juventud). Esto implica que es una zona donde predomina la producción de sedimentos y aguas.

El arroyo Cochicó, que da origen a la cuenca homónima, es el segundo menos extenso de los arroyos de la cuenca las Encadenadas. Desde su nacimiento hasta la desembocadura recorre 20 km. Su cauce es bastante recto si se considera que es una zona de llanura. Su caudal se ve disminuido en épocas de sequía hasta desaparecer completamente, lo que lo define como intermitente. La cuenca tiene 333 km² y una

pendiente media de 1 %. La altura media del área es de 155 m. El histograma de frecuencias (Fig. 17e) manifiesta el predominio de altitudes de 95 a 150 m es decir que las alturas menores dominan sobre las mayores (200- 250). Presenta una curva con asimetría negativa de tipo convexa (Fig. 18e) la mediana es 175 y la media 155. Se encuentra en un estadio erosional joven con potencial morfodinámico importante para generar procesos erosivos.

El arroyo Cura Malal a lo largo de su extenso recorrido, 106 km, atraviesa paisajes variados desde las sierras a la llanura desembocando en la laguna Alsina. En la sección media se observa su trazado divagante propio de las zonas de llanura. La cuenca, que tiene una extensión de 829 km², presenta una amplia variación altitudinal con una frecuencia de áreas casi simétrica como se observa en la figura 18f. Las áreas superiores a los 400 m sólo ocupan el 5 %. El histograma de frecuencias altimétricas (Fig. 17f) evidencia la simetría de la cuenca y se observa que las mayores áreas están representadas por altitudes entre 200 y 300 m. Se encuentra en estado de equilibrio evolucionando hacia uno de madurez.

La cuenca del arroyo Pescado tiene una superficie de 791 km². El histograma (Fig. 17g) evidencia una distribución menos simétrica que la cuenca anterior. Las alturas mayores representan solo el 1 % de la superficie total predominando alturas entre 150 y 250 m. La altura media de la cuenca es de 222 m. Su configuración es similar a la anterior, sin embargo su curva hipsométrica (Fig. 18g) es un poco más pronunciada, por lo que el declive de los terrenos es más pronunciado. Se encuentra en un estado de madurez caracterizándose entonces por la depositación de sedimentos.

La cuenca del arroyo Corto tiene una superficie de 2.893 km², como ya se mencionó es la subcuenca más grande. El arroyo Corto es también el más extenso de la cuenca; 160 km. Es la cuenca más alta del sistema por presentar la mayor superficie en la zona serrana sin embargo, esta sólo representa el 8 %. Esta subcuenca se localiza en el extremo Este de la cuenca Las Encadenadas y presenta una diferencia de desnivel con la subcuenca Pigüé (localizada en el extremo Oeste) de 72 m. El histograma de frecuencias altimétricas (Fig. 17h) revela una distribución y variación altitudinal uniforme. Su curva hipsométrica (Fig. 18h) tiene un gran contraste con las cuencas menores (Venado, Malleo Leufú y Cochicó). Por ser la altitud media mayor que la

mediana 275, tiene asimetría positiva. Se encuentra en estado de madurez por lo que predomina la deposición de sedimentos.

La aplicación del modelo “Hydrologic Modeling” permitió ver la dirección de los escurrimientos hasta encausarse en un curso de agua (Fig. 20). Los resultados constataron las divisorias de las subcuencas, que en algunos casos son de origen puramente antropogénico, como en el caso de la subcuenca del arroyo Corto (Fig. 20). Los escurrimientos siguieron el comportamiento de la topografía y sólo en los conos aluviales activos tuvieron un comportamiento más anárquico.

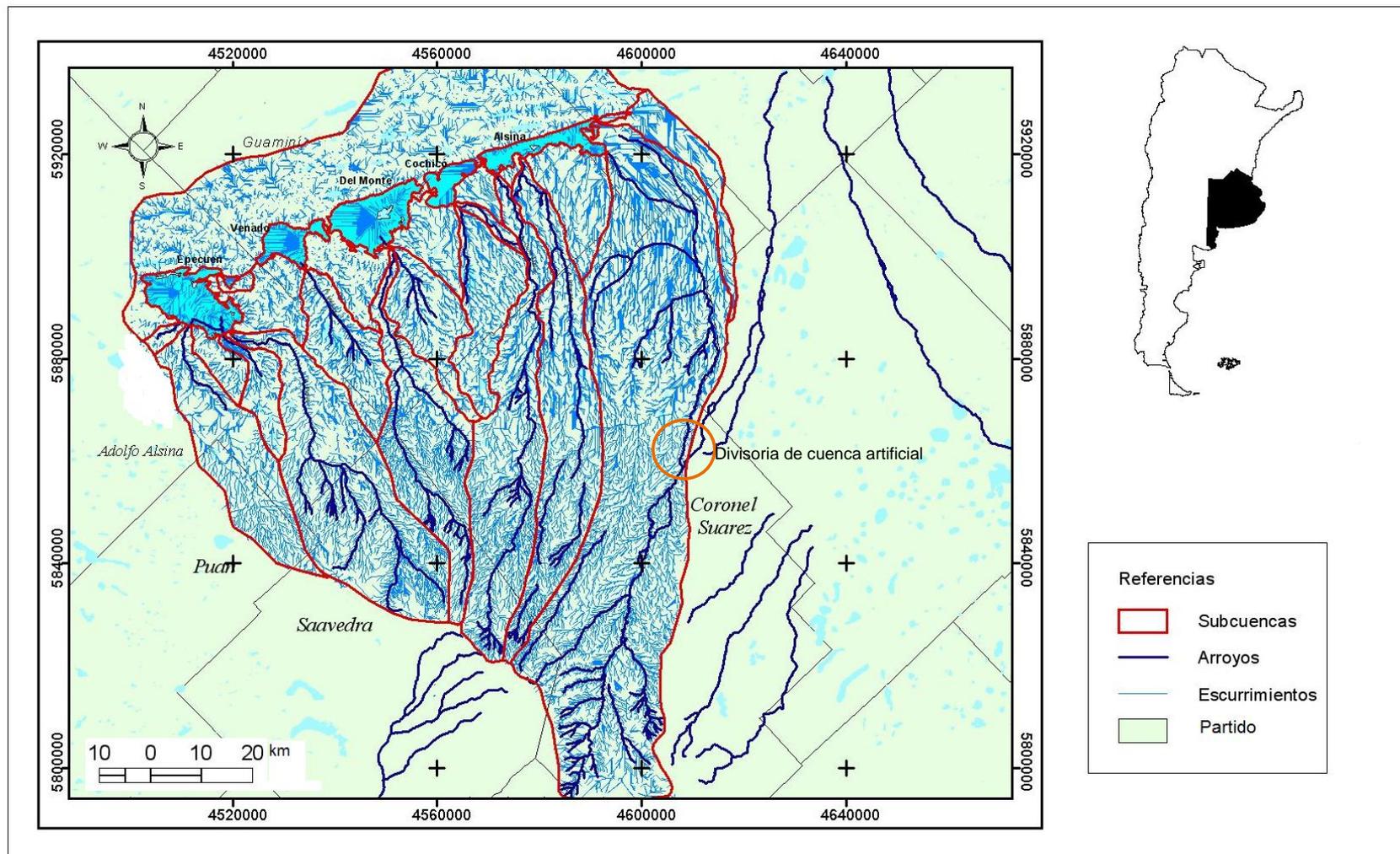


Fig. 20. Escurrimiento superficial de cada una de las subcuencas a partir de la aplicación del modelo “Hydrologic Modeling” de Arc Gis. 9. Fuente: Elaboración propia.

3.1 Descripción de los suelos de la cuenca

La degradación física, química y biológica de los suelos de la región Pampeana se ha intensificado en las últimas décadas debido a las prácticas agrícolas. Muchos suelos presentan un marcado deterioro estructural causado por significativos descensos de los niveles de materia orgánica. El deterioro estructural se pone de manifiesto a través de la formación de costras superficiales, las mayores tasas de escurrimiento y de pérdida de suelo por erosión y la menor capacidad de almacenamiento hídrico (Michelena *et al.*, 1989; Senigagliaesi y Ferrari, 1993).

Los suelos agrícolas de la región, han sido intensamente usados para producción con cultivos convencionales. Muchos productores han adoptado en los últimos años sistemas conservacionistas de labranza, pero la labranza convencional es aún el sistema predominante. Un excesivo y continuo uso del suelo por parte de los cultivos está deteriorando las propiedades del mismo (Echeverría y Ferrari, 1993) y problemas como erosión y deficiencia de nutrientes son más frecuentes debidos a las reducciones en el contenido de la materia orgánica del suelo.

Las funciones que el suelo debe cumplir, atendiendo al concepto de calidad de suelos, hacen referencia a la entrada y transferencia de agua, a la resistencia a la degradación superficial, a la constitución de un hábitat adecuado para el desarrollo de plantas y de la biota edáfica y a la provisión de nutrientes (Doran y Parkin, 1994). Estas funciones se encuentran actualmente alteradas en gran parte de la cuenca. Los procesos erosivos han sido favorecidos por el generalizado uso de sistemas de labranza convencional, la que produce una total remoción de la capa arable y prácticamente no deja residuos en superficie (Marelli y Lattanzi, 1990).

La condición física del suelo controla algunas funciones importantes que afectan la entrada y movimiento de agua y gases, la emergencia de semillas y el desarrollo de las raíces (Suwardji y Eberbach, 1998). Entre las propiedades que más influyen la condición física de suelo se encuentran: la textura, la profundidad, porosidad y la materia orgánica. Estas propiedades no son independientes y cuando varía una, se modifica el resto. En la Tabla 5 se presenta la clasificación taxonómica de los suelos de la cuenca Las Encadenadas. Se observa que son tres los órdenes que dominan la región:

ORDEN	SUBORDEN	GRAN GRUPO	SUBGRUPO
Molisoles	Acuol	Natracuoles	Típicos
		Calciacuoles	
	Udol	Hapludoles	Enticos
		Argiudoles	Típicos
	Ustol	Haplustoles	Entico
		Argiustoles	Típicos
Alfisoles	Acualfes	Natracualfes	Típicos
Entisoles	Ortentes	Ustortentes	Típicos

Tabla 5. Clasificación taxonómica de los suelos de la cuenca de Las Encadenadas del Oeste. (Fuente: INTA, 1989).

a) Molisoles: son suelos pardos o negros que se han desarrollado a partir de sedimentos minerales en climas templado- húmedo a semiárido, aunque también pueden presentarse en climas fríos y cálidos cubiertos con una vegetación de gramíneas (INTA, 1989). Su color oscuro se debe a la presencia de materia orgánica. Tienen un epipedón bien desarrollado por la incorporación de residuos vegetales y su mezcla con la parte mineral. Casi la totalidad de la cuenca posee este orden de suelo (Fig. 21). Se puede observar que los únicos sectores que no poseen Molisoles se localizan en la zona cercana a los arroyos y en el sector Norte de las lagunas.

b) Entisoles: son suelos escasamente desarrollados. La mayoría de ellos solamente tiene un horizonte superficial claro, de poco espesor y generalmente pobre en materia

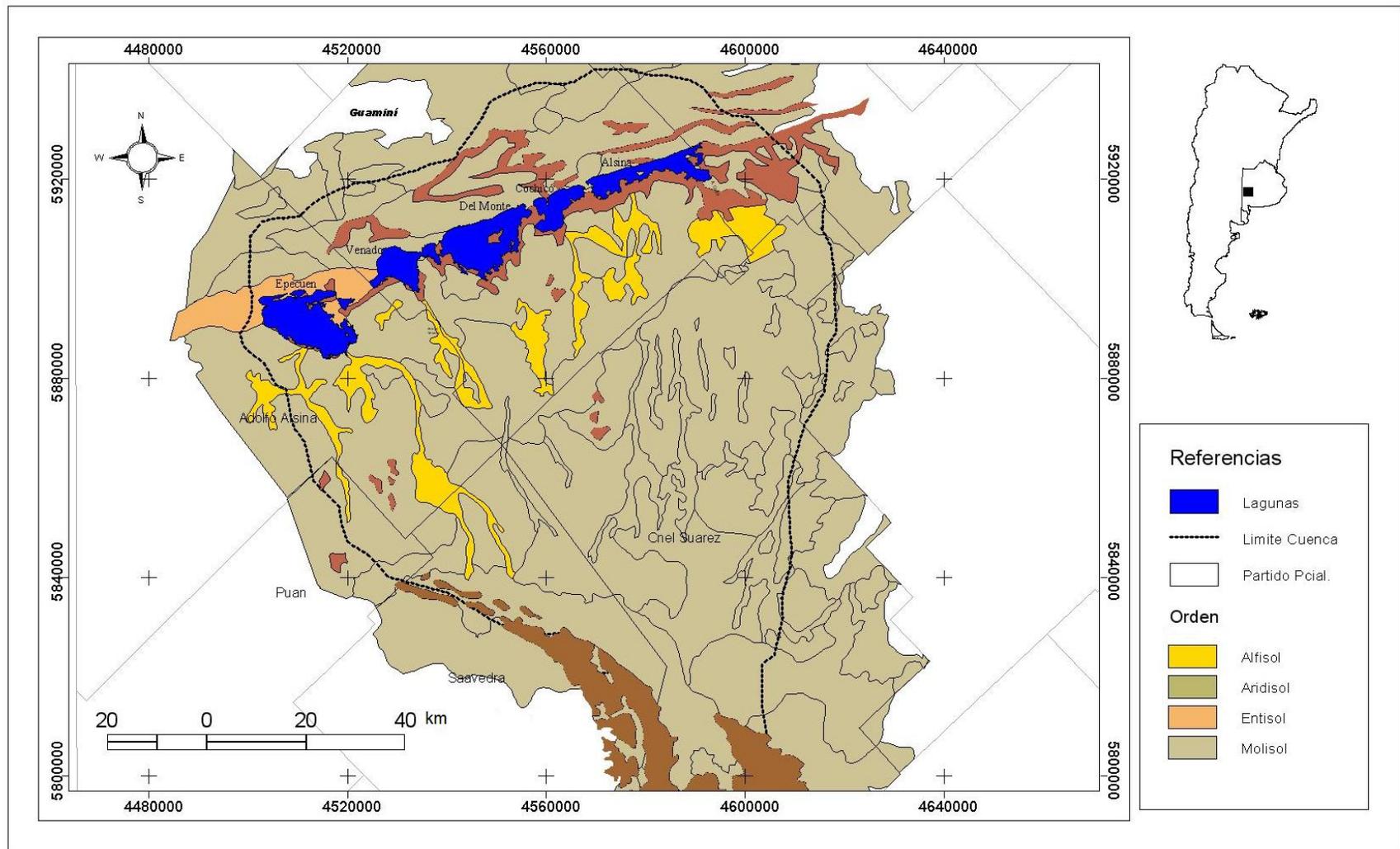


Fig. 21. Clasificación Taxonómica de los suelos según Ordenes en la cuenca Las Encadenadas del Oeste basado en la clasificación de INTA, 1994.

orgánica (epipedón ócrico) (INTA, 1994). Normalmente no se presentan otros horizontes diagnósticos, lo que se debe en gran parte al escaso tiempo transcurrido desde la acumulación de los materiales. Los Entisoles se desarrollan en distintos regímenes de humedad, temperatura, vegetación, materiales parentales y edad. Los únicos rasgos comunes a todos los suelos de este Orden son la ausencia virtual de horizontes y su naturaleza mineral. En la cuenca objeto de estudio los Entisoles representan una porción muy pequeña (Fig. 21), localizada al Norte de la laguna Epecuén. Esta zona durante los períodos húmedos se inunda por lo que el suelo es de bajo desarrollo.

c) Alfisol: Estos suelos representan una porción pequeña dentro de la cuenca (Fig. 21), que coincide con zonas bajas en general inundables durante los períodos húmedos. Estos fenómenos producen acumulaciones de sales de sodio en superficie, que impiden la formación de un epipedón mólico (INTA, 1994). No son aptos para ningún tipo de cultivo y la vegetación que se desarrolla en ellos son pastizales duros y bajos.

Los partidos de Coronel Suarez, Púan y Daireaux, parte de Adolfo Alsina y Guaminí, se han desarrollado sobre materiales loésicos. El espesor de los sedimentos, que se apoya en una costra calcárea, oscila en los 100 cm (INTA, 1989).

En las pendientes adyacentes a sierras se localizan suelos de Suborden Ustol (Fig. 22) Haplustoles petrocálcicos (Figs. 23, 24) donde la roca está más expuesta, su profundidad es de 22 cm siendo este factor el limitante principal (Fig. 25). El drenaje es moderadamente drenado a bien drenado (Fig. 26), razón por la cual la profundidad (Fig. 27), que es el factor limitante cobra menor importancia. Poseen los suelos de este grupo una textura franco arcillosa (Fig. 28). El contenido de materia orgánica es más alto que los suelos sometidos a la actividad agrícola. Tiene solamente horizonte A apoyado sobre un roca muy consolidada (INTA, 1994).

El Argiudol típico (Figs. 23 y 24) ocupa las zonas donde el espesor sedimentario es más alto que en las lomas. Es importante que el horizonte A puede ser removido por erosión hídrica (Fig. 25). Tiene una profundidad de 130 cm (Fig. 27) con un horizonte superficial de 27 cm (INTA, 1994) y muy provisto de materia orgánica. Su textura (Fig. 28) es franco- arcillosa y estructura en bloques (INTA, 1994). La limitación de estos suelos es en su profundidad y tienen importantes riesgos de erosión hídrica por las pendientes más pronunciadas (Fig. 29).

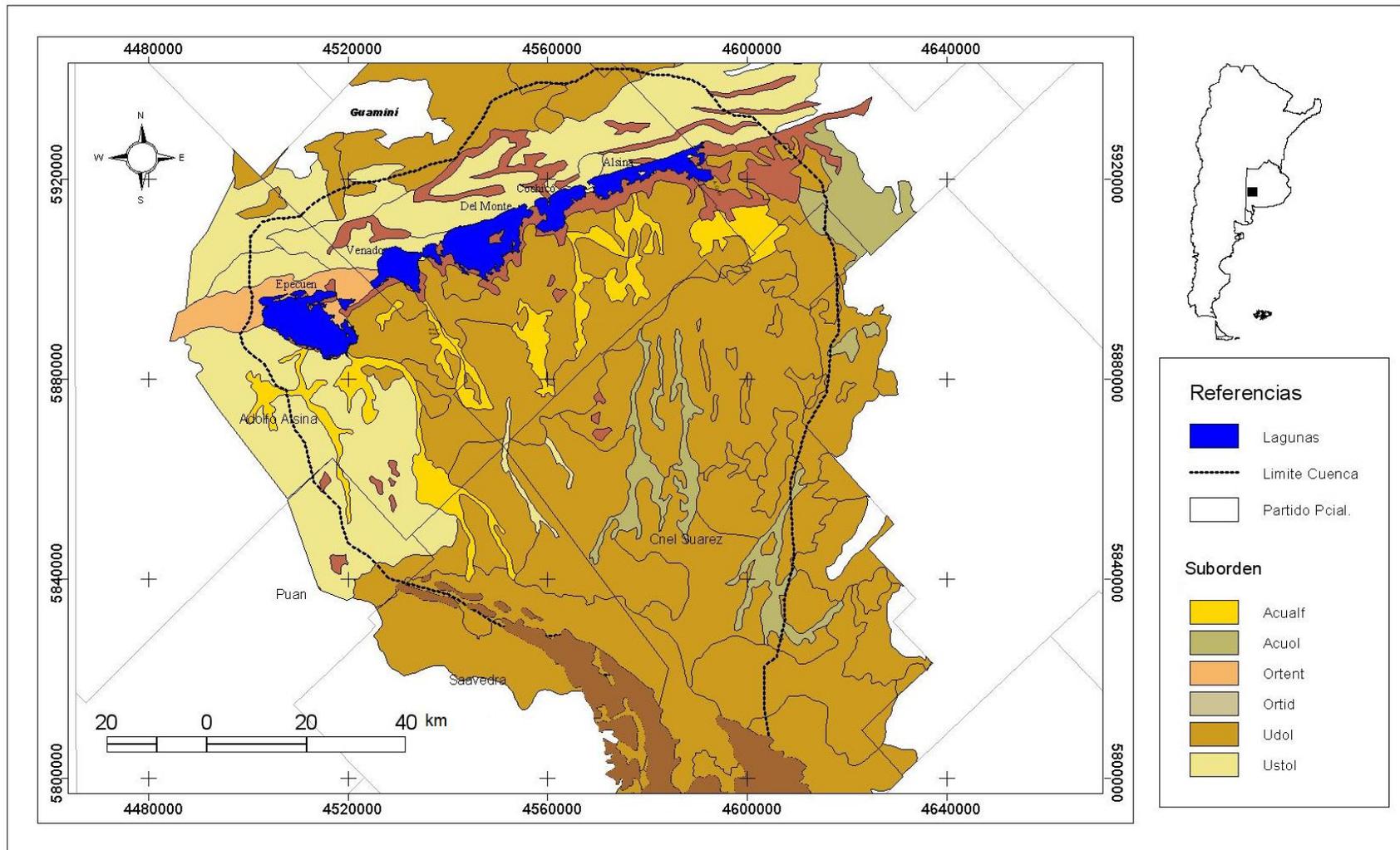


Fig. 22. Clasificación Taxonómica de los suelos según Subordenes en la cuenca Las Encadenadas del Oeste basada en la clasificación del INTA, 1994.

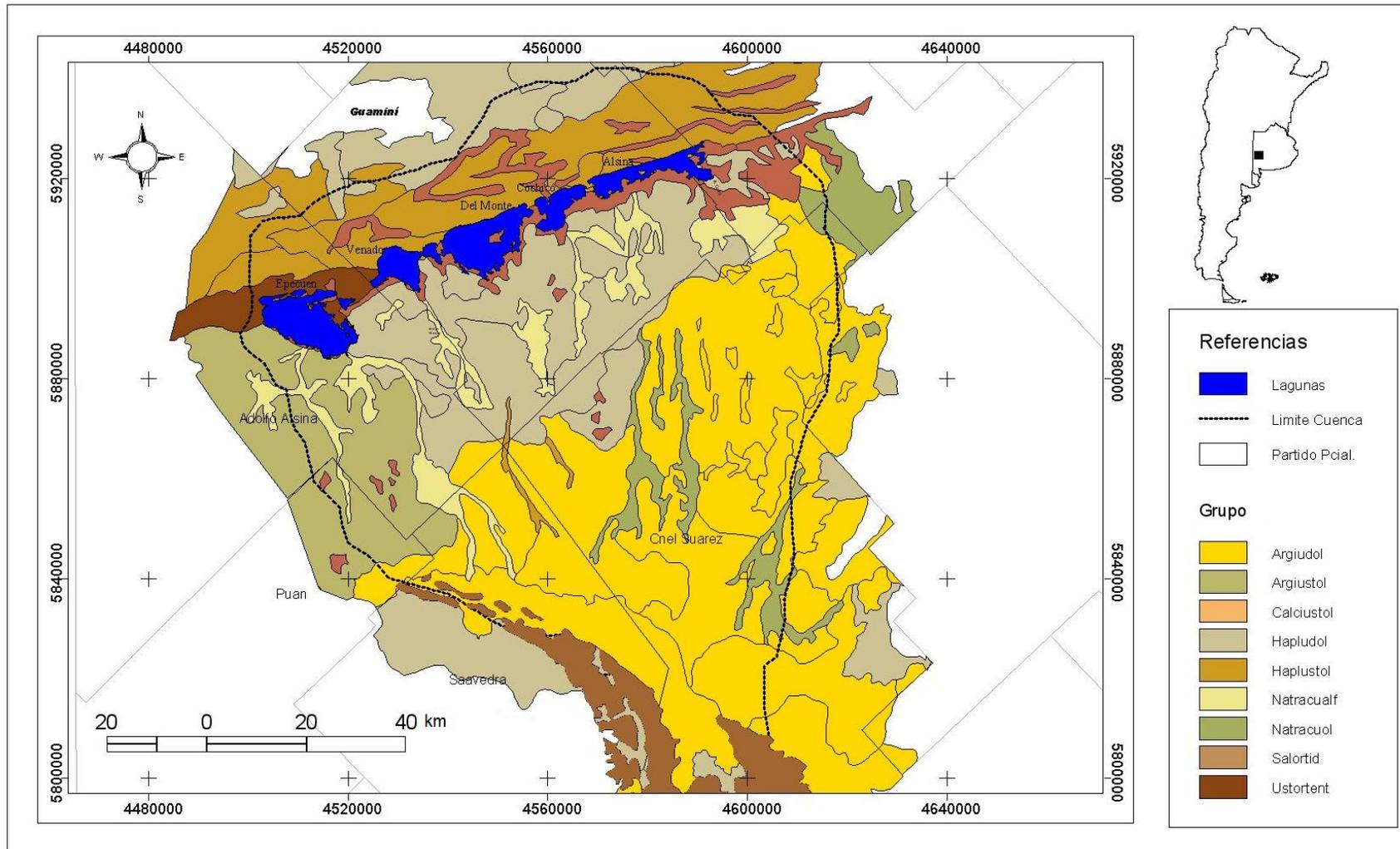


Fig. 23. Clasificación Taxonómica de los suelos según Grupo en la cuenca Las Encadenadas del Oeste basada en la clasificación de INTA, 1994.

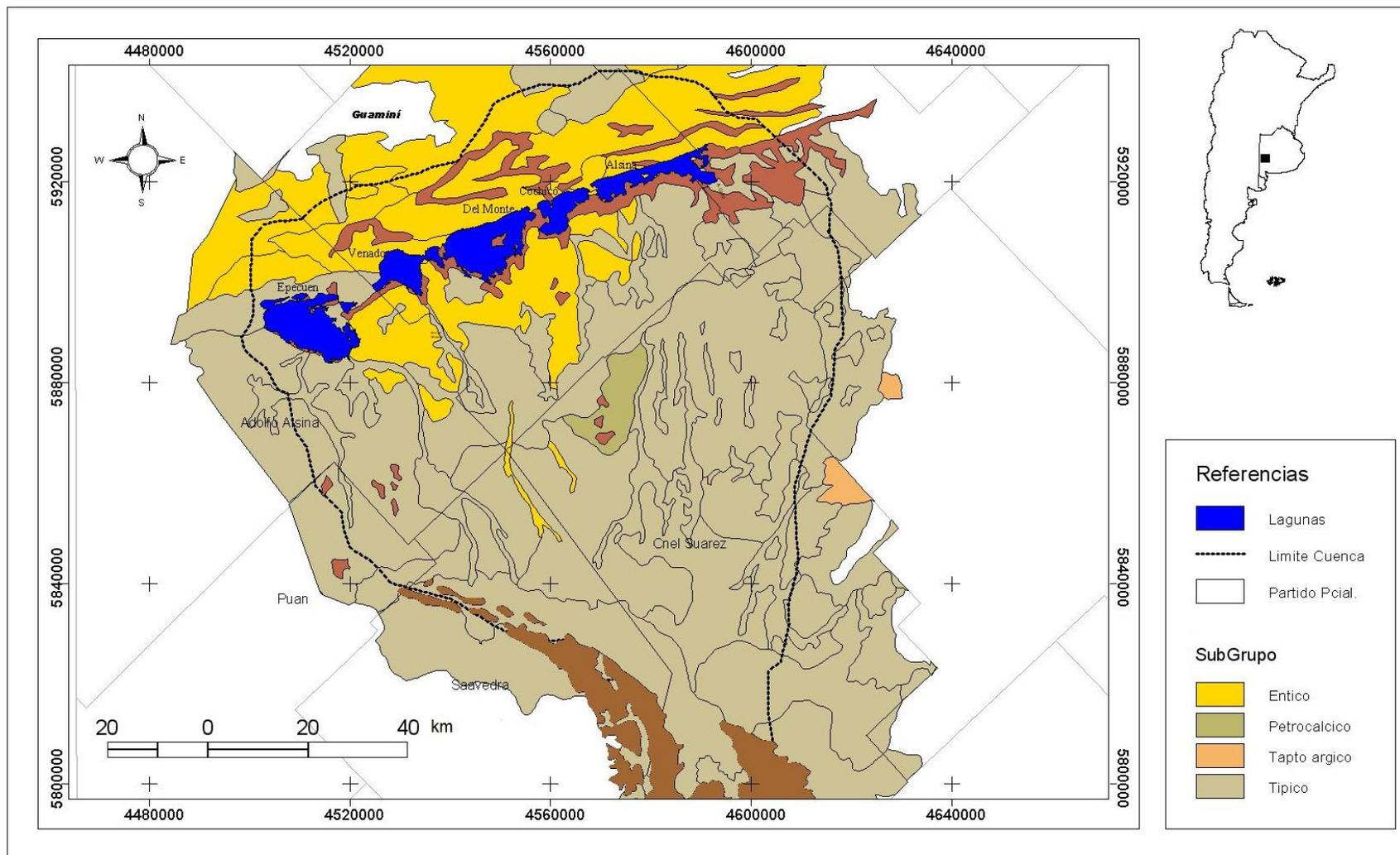


Fig. 24. Clasificación Taxonómica de los suelos según Subgrupo en la cuenca Las Encadenadas del Oeste basada en la clasificación de INTA, 1994.

En los valles interserranos existe un microrelieve por la presencia de tosca. Las partes más elevadas donde la tosca queda expuesta el suelo es Hapludol típico (Figs. 23 y 24). Estos suelos tienen una profundidad de 110 cm (Fig. 27), con un horizonte A de 38 cm. Es un suelo bien drenado, no es alcalino ni salino y su textura es franco - arcillosa. El horizonte B está bien definido por una ligera estructuración, por lo que resulta buen regulador de la economía de agua (INTA, 1994). Se encuentra muy bien provisto de materia orgánica (11%) (INTA, 1994).

En el partido de Coronel Suárez, en cercanías a la localidad de Huanguelén, se encuentra el Argiudol típico, en los sectores planos a suavemente ondulados (Fig. 29). Se encuentra moderadamente bien drenado (Fig. 26), no es alcalino ni salino. Tiene una profundidad de 115 cm (Fig. 27), con un horizonte A de 35 cm bien provisto de materia orgánica. En el sector Cascada, Pasman (Fig. 2), domina el Hapludol petrocálcico, ocupando las pendientes altas y en los senos de las lomas el Hapludol típico.

En el partido de Puán, que ocupan las pendientes pedemontanas de Ventania y los bajos de Carhué, los suelos predominantes son de tipo Haplustol éntico, franco grueso. Tienen una profundidad de 100 cm (Fig. 27) aunque se observa una variación en los espesores, sin alcalinidad ni salinidad. Es un suelo bien drenado, bien provisto de materia orgánica. Su textura (Fig. 28) es franco- arenosa. En la base del solum, por lo general, hay una tendencia al aumento del pH y del contenido de material calcáreo. Se encuentran además en este partido el Haplustol éntico, muy somero y el Argiustol típico. El primero se localiza en las pendientes suaves, con una profundidad de 95 cm (Fig. 29) y un horizonte A de 23 cm. La provisión de materia orgánica es moderada (1,4 %) y su textura es areno franca (INTA, 1994). Debajo del horizonte A el material es arenoso. Es un suelo bien drenado, no es alcalino ni salino.

En los partidos de Adolfo Alsina y Guaminí, adyacentes a la lagunas las pendientes son suaves. Donde hay mayor acumulación de materiales eólicos (lomas), el suelo es Hapludol éntico, en las partes más elevadas, donde la tosca es casi superficial Hapludol típico, franco grueso y por ultimo en las zonas deprimidas se localizan el Argiudol típico.

Los Argiudoles del Suborden Udol son los que mejor ejemplifican la acción del clima húmedo y subhúmedo en materiales loésicos (INTA, 1994). Esto es muy

importante debido a las mayores precipitaciones hacia el Este de la cuenca (Ver Cap. III), en estos sectores las texturas, Franco- arcillosa, son más finas (Fig. 28) por lo tanto favorecerán el proceso de lixiviación. En suelos arcillosos la materia orgánica está protegida del ataque microbiano debido a que se encuentra adsorbida a los minerales de arcilla. En suelos francos prevalece la protección física dentro de los agregados. La profundidad es de 135 cm, con un horizonte superficial de 27 cm. Son suelos bien drenados, muy bien provistos de materia orgánica (4%) (INTA, 1994). Este dato es muy importante ya que las raíces y los organismos de suelo contribuyen de manera directa e indirecta, a la estabilización de su estructura.

El Hapludol éntico de esta zona se localiza en la zona transicional a subregiones geomorfológicas con materiales originales gruesos. Son suelos, bien drenados (Fig. 26), profundos, 130 cm (Fig. 27) de textura franca (Fig. 28). En profundidad es alcalino (INTA, 1994).

En la zona de Guaminí y Daireaux, Estancia la Margarita, los suelos son Natracualf típico, franco fino. Se localizan en áreas deprimidas, adyacentes a las lagunas que funcionan como vías de escurrimientos esporádicas y con períodos de anegamiento. En estos últimos la circulación se produce en sentido contrario, provocando el aporte de sales y álcalis (INTA, 1994). La profundidad es de 85 cm (Fig. 27) y es pobremente drenado.

En la zona cercanas a las lagunas (Est. La Larga, Saturno) (Ver Cap. I) se localizan los suelos Argiustol típico, en pequeñas lomas planas y Haplustol típico en áreas intermedanasas. La limitación principal de estos suelos es la susceptibilidad a la erosión eólica (INTA, 1994).

En la zona cercana a laguna Epecuén, en las pendientes cortas y los faldeos se localizan los suelos Ustortent típico, franco grueso. La limitación principal es la permeabilidad muy rápida y susceptibilidad a la erosión eólica (INTA, 1994). Los suelos son algo excesivamente drenados (Fig. 26) y tienen una profundidad de 145 cm (Fig. 27). Son de textura franco – arenosa (Fig. 28) (INTA, 1994). Estos suelos tienen en general baja productividad la cual se mide mediante un índice que establece la capacidad productiva de los suelos a través de una valoración numérica (INTA, 1994).

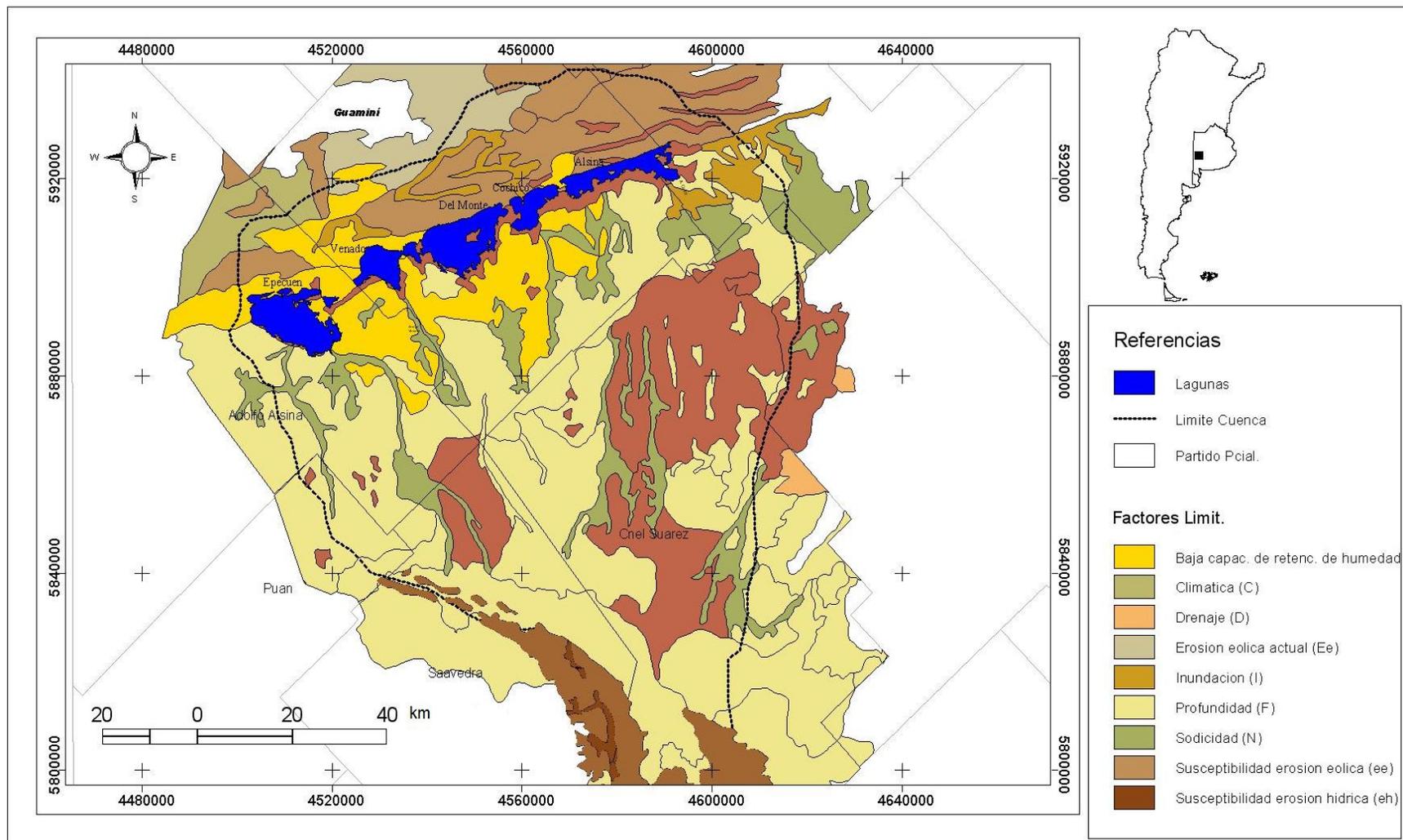


Fig. 25. Factores limitantes en la cuenca Las Encadenadas del Oeste basado en la clasificación de INTA, 1994.

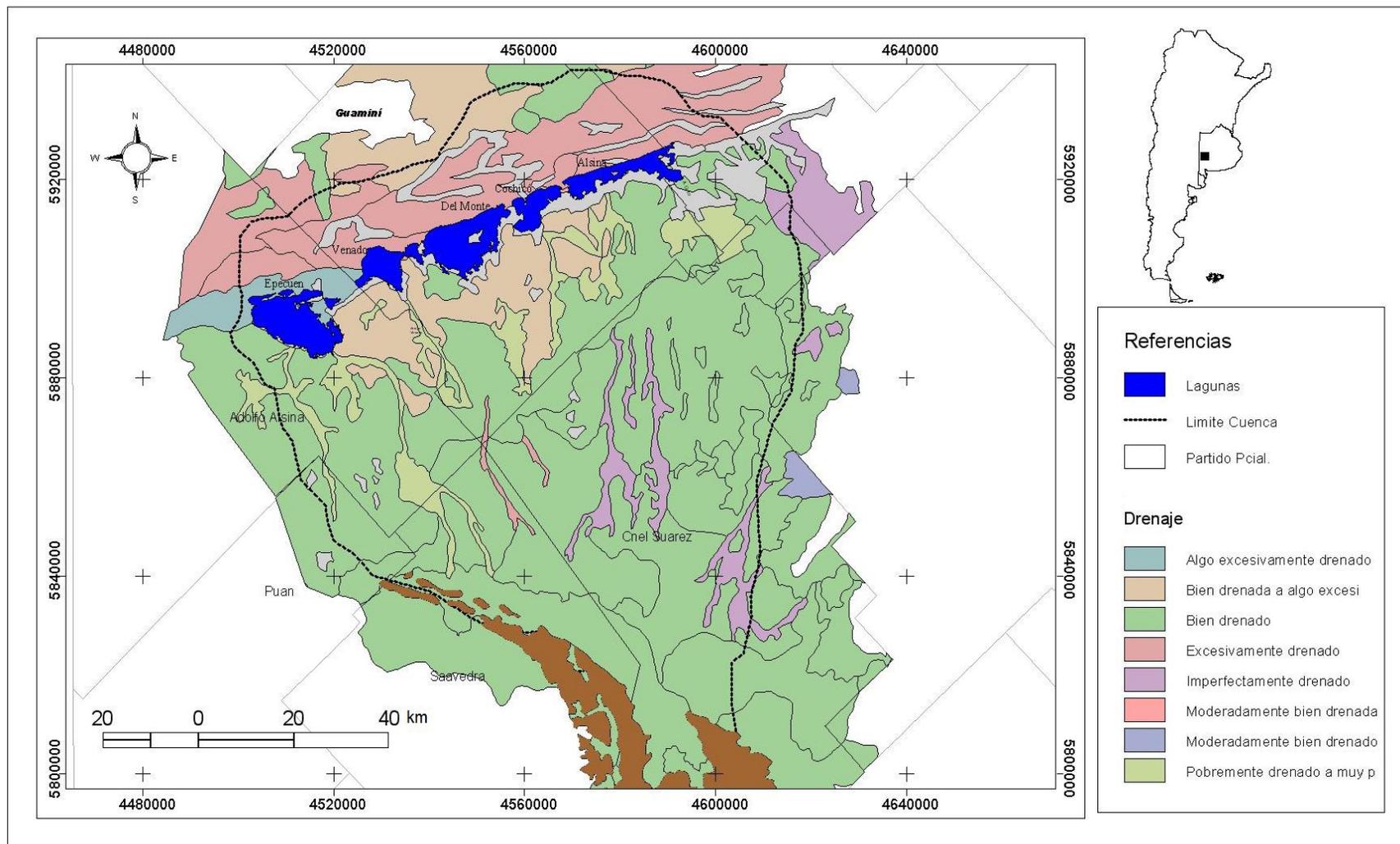


Fig. 26. Drenaje en la cuenca Las Encadenadas del Oeste basado en la clasificación de INTA, 1994.

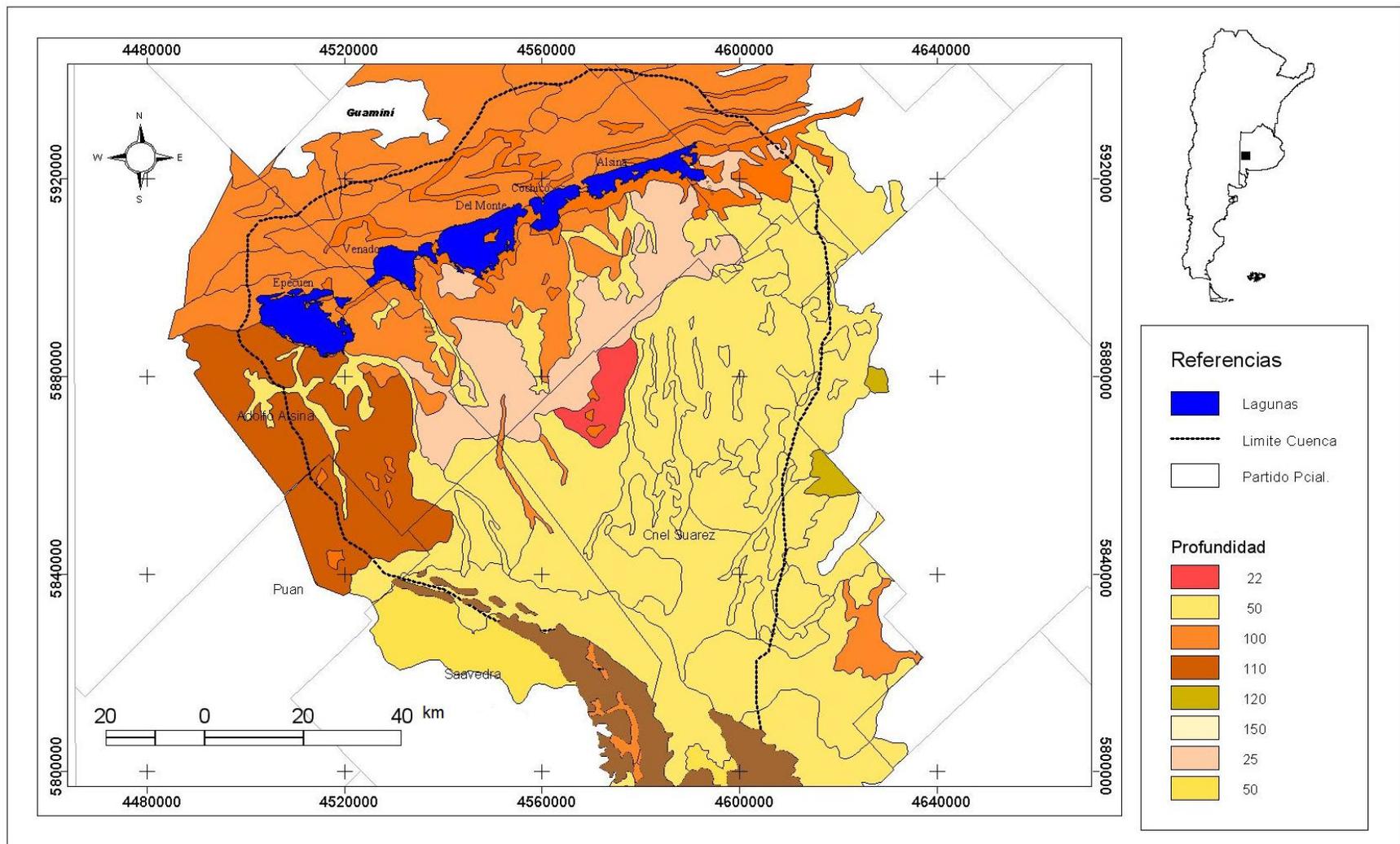


Fig. 27. Profundidad de los suelos según Ordenes en la cuenca Las Encadenadas del Oeste basada en la clasificación de INTA, 1994.

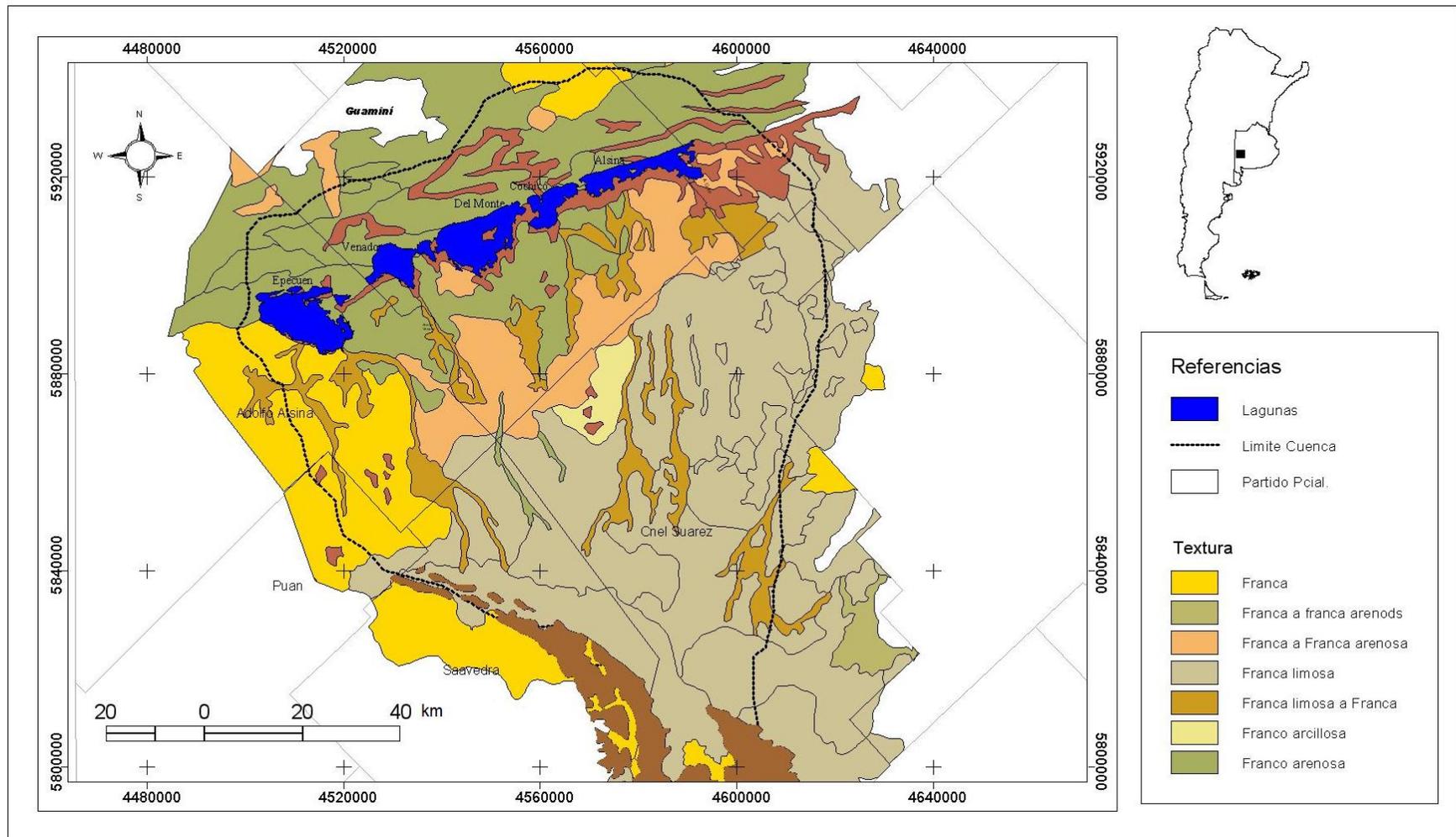


Fig. 28. Clasificación de los suelos según la textura en la cuenca Las Encadenadas del Oeste basado en la clasificación de INTA, 1994.

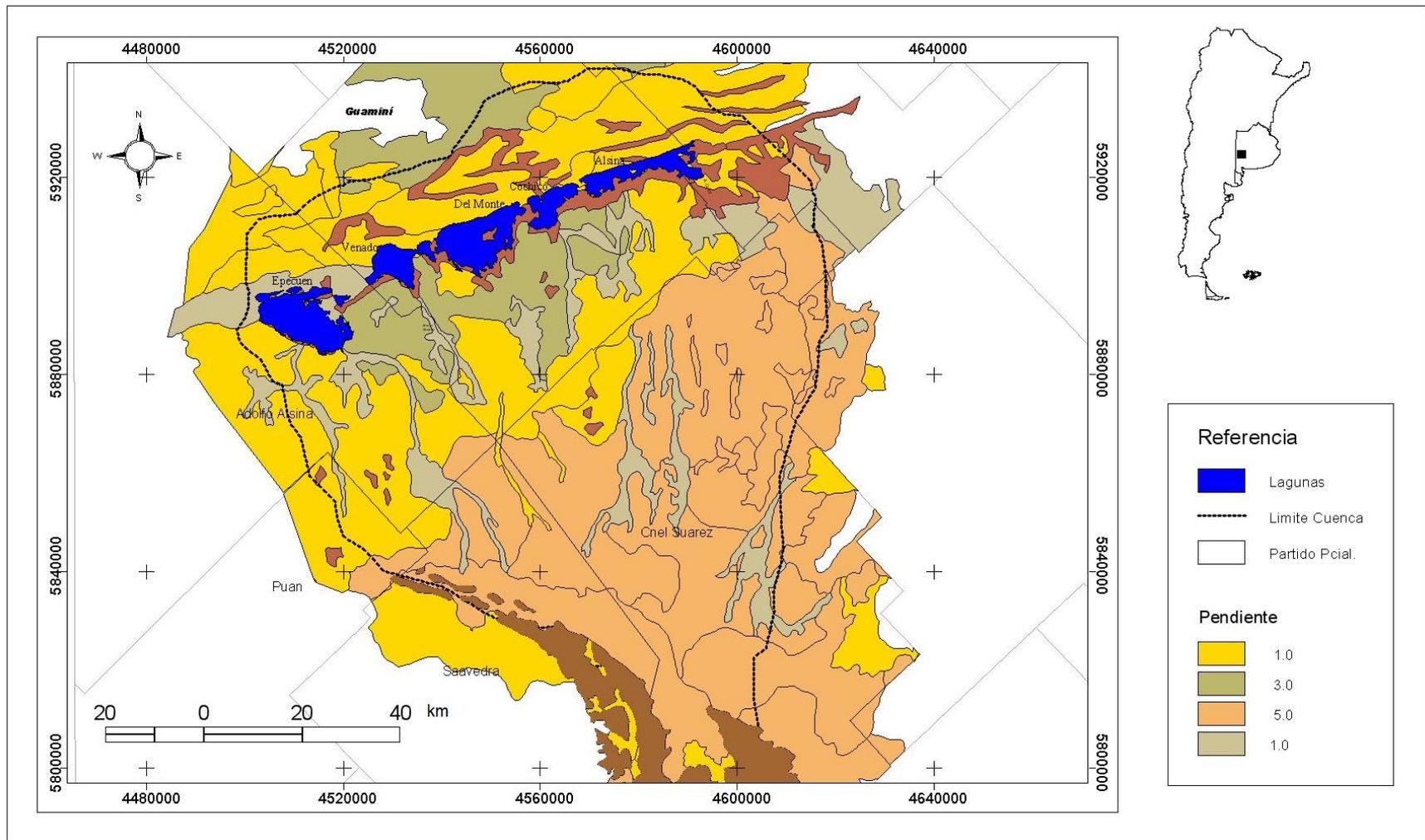


Fig. 29. Pendientes de los suelos en la cuenca Las Encadenadas del Oeste basada en la clasificación de INTA, 1994.

La productividad de la cuenca Las Encadenadas del Oeste se presenta figura 30. Se observa en la misma que las regiones más productivas se encuentran al Sur de la cuenca, donde los suelos son más profundos y están más desarrollados. Son de textura franco limosa y están bien drenados. Estos sectores, que representan el 9,16 % de la cuenca, tienen índices mayores a 25.

Los sectores de productividad media, con índices entre 28 y 40, representan el 58 % de los suelos de la cuenca. Estos tienen una textura Franco arenosa y son de menor profundidad que los anteriores. Dicha característica determina mayor permeabilidad y por lo tanto baja capacidad de retención de agua.

Por último, los índices más bajos de productividad se localizan en cercanías a las lagunas, tanto al Norte como al Sur de las mismas, sector que representa la depresión lagunar. En este caso los suelos dominantes son el Haplustol éntico y el Ustortent típico, en el plano cóncavo y en las arenas calcáreas salinas. En este caso el índice de productividad es menor a 40. Este sector representa el 40 % de los suelos de la cuenca. Los mismos tienen textura arenosa lo que determina una baja capacidad de almacenaje de agua. Son suelos pocos profundos, tienen susceptibilidad a la erosión eólica.

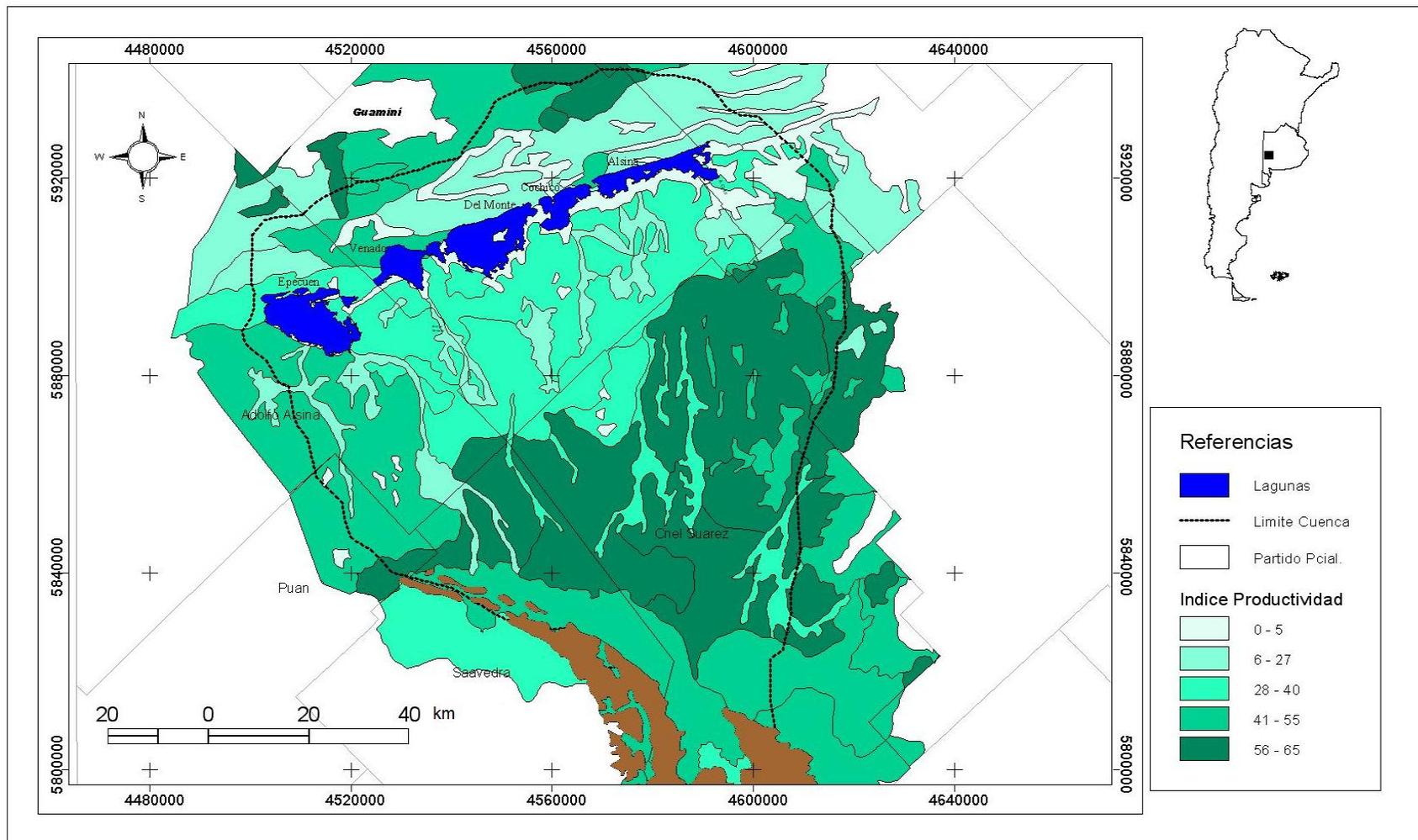


Fig. 30. Índice de productividad en la cuenca Las Encadenadas del Oeste basado en INTA, 1994.

CAPITULO III

CLIMATOLOGÍA DE LA CUENCA

1. INTRODUCCION

El análisis de los elementos del clima, principalmente temperatura, precipitación, dirección y velocidad del viento es de fundamental importancia en el estudio de una cuenca hidrográfica; dado que afecta el funcionamiento hidrológico de la misma y en consecuencia sus condiciones ambientales. Dichos elementos influyen además, en el desarrollo de la vegetación, los cultivos, la erosión (Sheng, 1992) y en los caudales de los arroyos y lagunas. En un ambiente acuático el clima es un factor muy importante en lo que se refiere al hábitat de los organismos vivos tanto plantas como animales.

La región se caracteriza por una gran variabilidad climática, en especial de las precipitaciones, las temperaturas y el viento. Esto afecta la distribución anual y estacional de los elementos climáticos determinando cambios en las actividades socioeconómicas, en particular las agrícolas, que es una de las actividades principales de la cuenca. El área de estudio queda incluida dentro de los climas templados. Recibe la influencia de masas de aire provenientes del Atlántico y del Pacífico, lo cual define los diferentes estados del tiempo. Las masas de aire húmedas y cálidas provienen del Norte y Noreste y tienen su origen en el centro de alta presión del Atlántico. Desde el Sur y Suroeste llegan masas de aire frío y seco provenientes del Anticiclón del Pacífico (Campo *et al.*, 2000). Según la clasificación de Köppen el clima de esta región se encuadra dentro del templado mesotermal, con una estación invernal y otra estival bien marcada (Campo *et al.*, 2000).

De todos los parámetros meteorológicos se han estudiado los vientos, la temperatura y la precipitación. En el presente capítulo se estudiaron los factores climáticos con el objetivo de caracterizar el clima regional y local. Los episodios de inundación ocurridos en el área de estudio y la gran variación de superficie que sufren las lagunas establecieron como factor principal de estudio la precipitación.

2. METODO DE TRABAJO

En diciembre de 2004 se instaló una estación meteorológica Davis Weather Monitor II (Fig. 31) en la Estancia El Arbolito, la cual se localiza en el extremo Este de las lagunas (Fig. 32). La estación meteorológica es alimentada por panel solar. Los datos son almacenados cada media hora y recolectados desde el año 2004.

En febrero de 2005 se recolectaron datos históricos de precipitación y temperatura en las chacras experimentales de Carhué, localizada en el extremo Oeste de la cuenca, Coronel Suárez y Páman (Fig. 32). Debido a la gran extensión de la cuenca y por ende la variabilidad de los parámetros se obtuvieron datos del Servicio Meteorológico Nacional (Púan y Tornquist) y del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, INTA, (Salliqueló, Daireaux, Laprida, Lamadrid, Henderson, Trenque Lauquen). Además de los datos de estaciones experimentales, INTA y Servicio Meteorológico Nacional, se adquirieron datos de precipitación del Museo de Adolfo Alsina, Guaminí y Estancia La Margarita. Los datos climatológicos empleados corresponden al período 1919 y 2007.



Fig. 31. Estación Meteorológica Davis Weather Monitor II instalada en la Estancia El Arbolito.

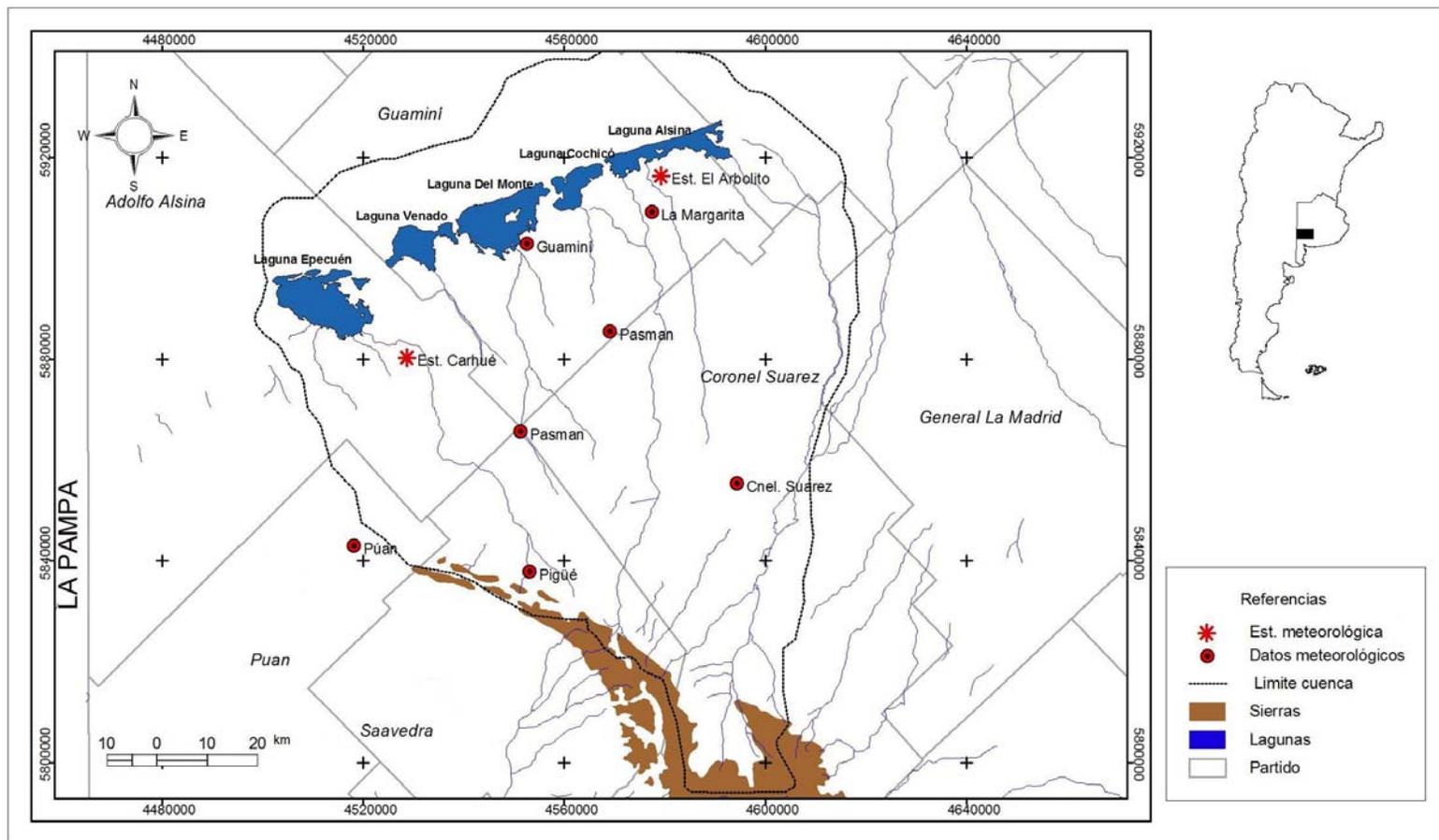


Fig. 32. Localización de las estaciones meteorológicas pertenecientes al INTA, a las Estaciones experimentales, estancias y la perteneciente al IADO. Fuente: Elaboración propia.

Se elaboró la rosa de los vientos para las diferentes estaciones del año. Los datos utilizados para estudiar el viento corresponden al promedio del período 2004 – 2007. Debido a la falta de estaciones no se cuentan con datos históricos de viento.

Con el objetivo de conocer la variación histórica de la precipitación, se analizaron sus anomalías (Ecuación 1) en varias localidades de la cuenca para el período comprendido entre 1919 y 2006/7. Se utilizó para el cálculo la siguiente fórmula:

$$\Delta P = P - \bar{P} \quad (1)$$

Con los datos de las estaciones de Pasman, Salliquelo, Carhué, Guaminí, Estancia La Margarita, Pigüé, Coronel Suarez, Laprida, Lamadrid, Daireaux, Henderson, Puán, Tornquist y Trenque Lauquen (Fig. 32) se construyó el mapa de isohietas de la región. Se consideró el período entre 1911 y 2007.

Se realizó el cálculo de la precipitación media de la cuenca utilizando el método de Thiessen, (Ecuación 2) también conocido como Polígonos de Voronoi o de Dirichlet, es un método de interpolación, basado en la distancia euclidiana. Asigna a cada estación una superficie, la cual es obtenida representando las estaciones en un plano, las que luego se unen a través de líneas rectas (Chov *et al.*, 1994). A estas rectas posteriormente se les trazan sus mediatrices hasta que se intersectan entre sí. Con los límites del área en estudio y los límites que definen las mediatrices, se obtiene la superficie de influencia asignada para cada estación. (Chov *et al.*, 1994). Matemáticamente esto queda expresado como:

$$Pm_j = \frac{\sum_{i=1}^n S_i * P_{ij}}{\sum_{i=1}^n S_i} \quad (2)$$

Pmj= Precipitación media del área en estudio, en el tiempo j (mm).

Si= Superficie de la influencia de la estación i (km²).

Pij= Precipitación de la estación i, en el tiempo j (mm).

Los datos para el estudio de la temperatura corresponden al período 1955-2007. Se realizó el mapa de isotermas con los datos correspondientes a las localidades

de la región. Se utilizó para su construcción el programa Arc Gis 9. Se graficaron además las temperaturas medias mensuales para conocer la distribución anual de las mismas.

Se realizaron además los diagramas ombrotérmicos (Ecuación 3) de las localidades de Carhué y estancia El Arbolito (Fig. 32) para el período 2004 - 2007. En los diagramas ombrotérmicos de Gaussen (Hajek y Castri, 1975), el promedio mensual de precipitación (P) es dos veces el de temperatura (2T).

$$P= 2T \quad (3)$$

En el período seco, la línea de precipitación (P) se sitúa bajo la correspondiente a la temperatura (2T). Cuanto más grande sea el área entre las curvas, mayor será la aridez del clima.

3. RESULTADOS

3.1 Vientos

Como se explicó anteriormente, debido a la falta de datos históricos de vientos en la región, se utilizaron los datos de la Estación Carhué para graficar la rosa de los vientos. Las distintas masas de aire que afectan esta región originan vientos de diferente dirección, frecuencia e intensidad. Se graficó la rosa de los vientos para el área de estudio donde se observan las condiciones generales de vientos dominantes en ocho direcciones principales para las cuatro estaciones del año.

En toda la región la masa de aire subtropical marítima tiene importancia destacada a lo largo del año y esto repercute en las mayores frecuencias de los vientos del Norte y Noreste. El invierno y la primavera son las estaciones con mayor intensidad del viento. En verano los vientos predominantes son del Noreste y Sureste, con velocidades entre 4 a 6 m s⁻¹ (Figs. 33a y b). Si bien el viento sopla pocas veces del sector Oeste cuando lo hace es de mucha intensidad, entre 7 y 8 m s⁻¹. El porcentaje de horas de calma es 8,43 %, es decir 182 horas de calma durante toda la estación.

Durante el otoño (Figs. 33c y d) los vientos predominantes son del Norte y del Este-Noreste. Los primeros son de mayor intensidad con una velocidad media de 5 m s⁻¹. Los segundos son de menor intensidad media, 3m s⁻¹. Los vientos más fuertes soplan

del Sureste con velocidades medias de 8 m s^{-1} . El porcentaje de horas de calma es 20,46 %. El invierno (Figs. 33e y f) se caracteriza por la gran intensidad de viento. La frecuencia predominante de los vientos es del Este - Sureste. El porcentaje de las horas de calma es 7,11%. Durante la primavera (Figs. 33g y h) los vientos soplan con intensidad durante toda la estación, con velocidades medias entre 6 y 7 m s^{-1} . El sector de viento predominante es del Este y Sureste. Las horas de calma son 5,59%.

En síntesis, los vientos predominantes son del Norte, indicando la influencia del anticiclón del Atlántico. Sin embargo los vientos más fuertes soplan del sector Oeste, procedentes de masas de aire del anticiclón del Pacífico. Los vientos del Suroeste (Pampero) soplan frecuentemente en el invierno, se caracterizan por ser fríos y secos con efectos erosivos importantes. La estación de menor viento es el otoño y las de mayor intensidad de vientos son el invierno y la primavera.

Durante el año 2006, se produjo un aumento considerable del viento, que afectó gran parte de la región. En los primeros días del mes de diciembre, la influencia del sistema de vientos de la Amazonia Brasileña provocó altas temperaturas y fuertes vientos (INTA, 2007). Este aumento de aire cálido y seco, acentuó el proceso de sequía. Si bien se registraron lluvias con milimetrajés importantes para la época, el déficit en el perfil del suelo se mantuvo, a causa del aumento del viento y las altas temperaturas. Esta situación ambiental, trajo consecuencias en los sistemas de cultivo, ya que se tuvo que acelerar el momento de la cosecha, con rendimientos bajos para la zona y de baja calidad (INTA, 2007).

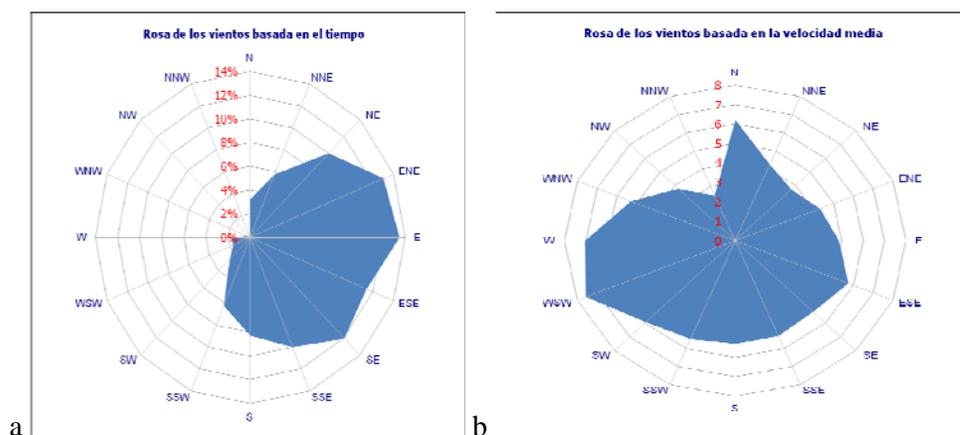
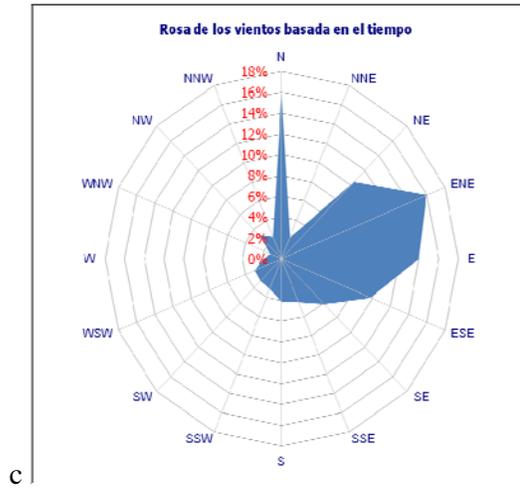
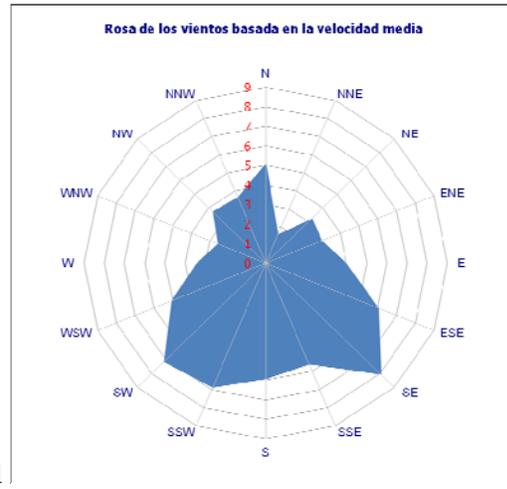


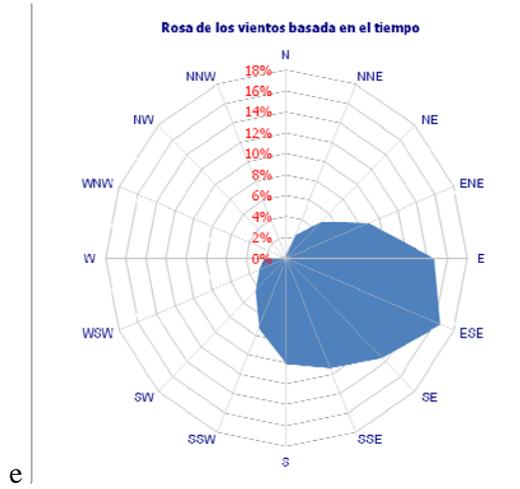
Fig. 33. Frecuencia de dirección de vientos (%) y velocidad (m s^{-1}) para las diferentes estaciones del año en la Estación Carhué período 2004 – 2007. a y b- verano; c y d- otoño; e y f- invierno; g y h- primavera.



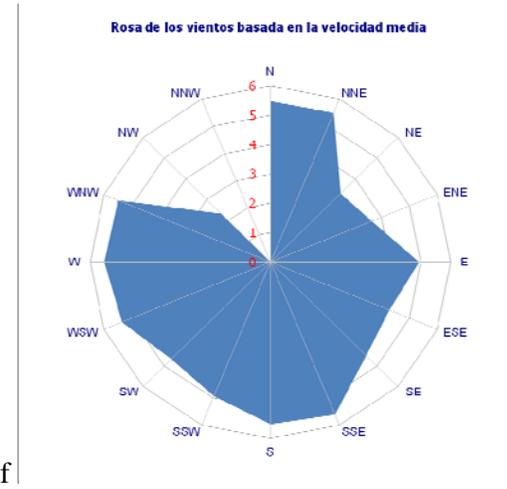
c



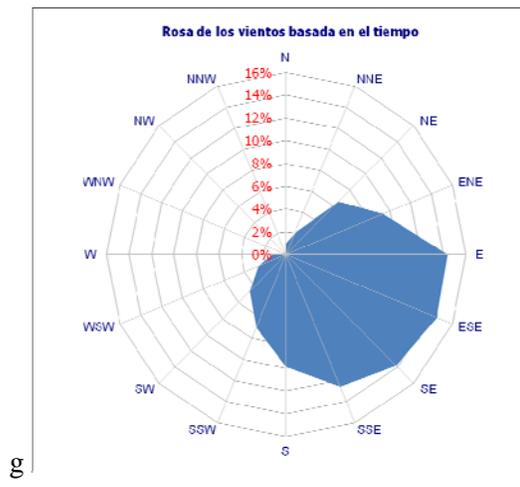
d



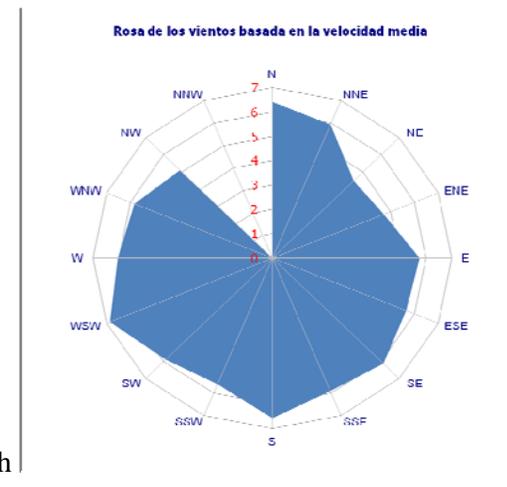
e



f



g



h

Fig. 33. Continuación.

3.2 Temperatura

La temperatura media anual de la cuenca es de 15,2 °C caracterizando al clima como templado. El mes más caluroso es enero con temperatura media de 24 °C y el mes más frío julio (7 °C) con una amplitud térmica entre ambos meses de 17 °C. El período de ocurrencia de heladas es 220 días con temperatura mínima absoluta media anual de -6,2 °C. En el partido de Guaminí (Fig. 32) la ocurrencia de la primera helada es el 9 de mayo y la última el 6 de octubre, con una variabilidad de la misma entre 20 y 25 días (SMN, 2007).

La variación regional de la temperatura se presenta en el mapa de isotermas medias anuales (Fig. 34). La isoterma de 15 °C es la que domina el sector de las lagunas, en tanto que la zona Sur de la cuenca está dominada por la isoterma de 14 °C. Hacia el Norte de la cuenca las temperaturas continúan en aumento. El sector de las sierras es dominado por la isoterma de 13 °C. Se evidencia una isoterma cerrada y pequeña en la zona de Coronel Suárez que puede ser atribuida a microclimas generados por la ciudad.

Se analizó el sector de las lagunas comparando las temperaturas máximas y mínimas de las estaciones Carhué y El Arbolito. Estas últimas se encuentran localizadas en el extremo Este y Oeste respectivamente. Se tomaron como ejemplo los años 2004, 2005 y 2006, que son los datos que se tienen de las dos estaciones.

Como se expresó anteriormente los veranos son cálidos ya que superan los 20 °C. Los registros de temperaturas máximas y mínimas de los últimos años de las dos estaciones se presentan en las Figuras 35 y 36. Se puede apreciar que el año 2004 (Fig. 35) registró valores extremos de 38 °C en el mes de enero. Las altas temperaturas y la escasa precipitación durante ese año definieron el comienzo de una etapa de sequía. Si bien el mes de febrero no alcanzó la temperatura del mes anterior, este fue más cálido por presentar mayor cantidad de días con temperaturas entre 33 y 35 °C. Las temperaturas mínimas extremas de invierno fueron en el mes de julio, con registros de hasta -8 °C. Las temperaturas mínimas durante el verano oscilan entre los 23 y los 8 °C.

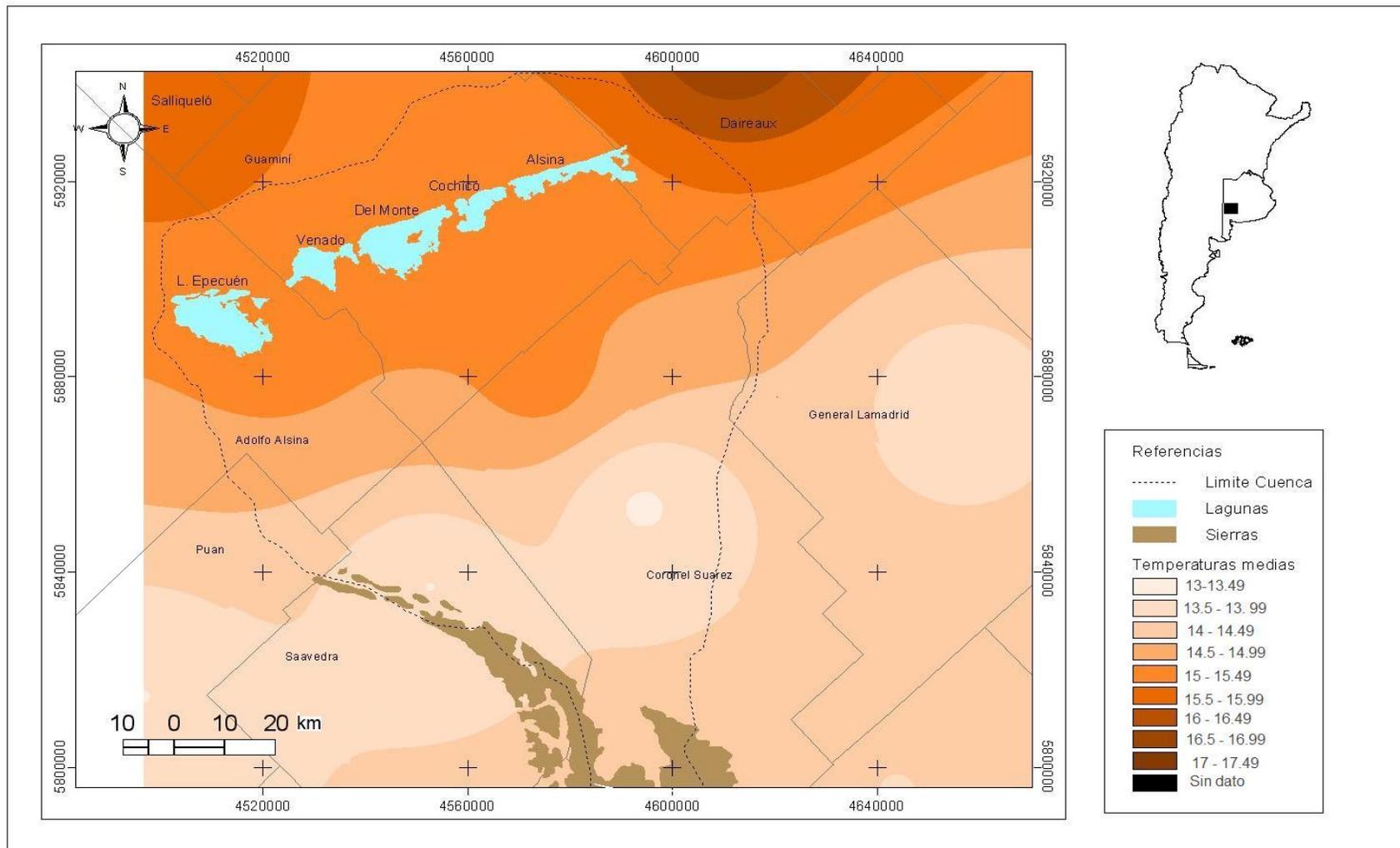


Fig. 34. Distribución media de la temperatura en la cuenca Las Encadenadas del Oeste basado en los datos meteorológicos del período 1955- 2007. Fuente: Elaboración propia.

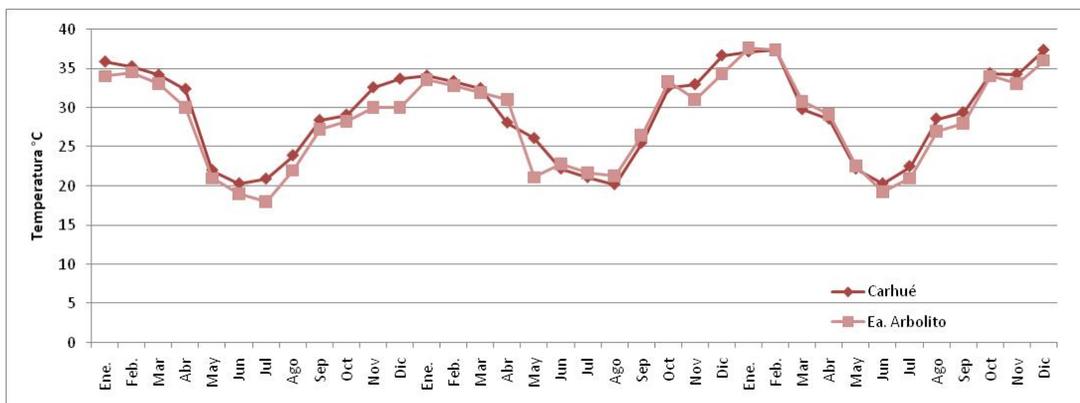


Fig. 35. Variación de las temperaturas máximas para los años 2004, 2005 y 2006 en las estaciones Carhué y Estancia El Arbolito.

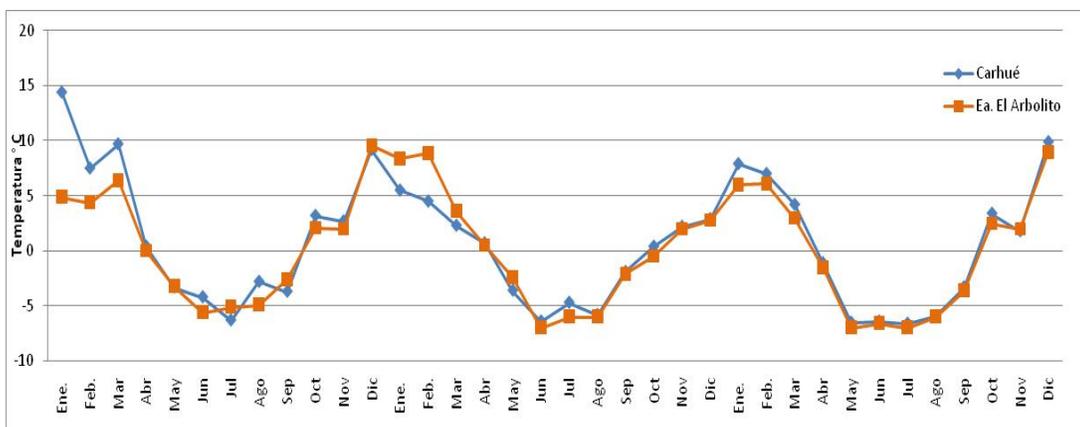


Fig. 36. Variación de las temperaturas mínimas para los años 2004, 2005 y 2006 en las estaciones Carhué y Estancia El Arbolito.

El año 2005 para la Estación Carhué se caracterizó por veranos e inviernos más suaves. Las temperaturas máximas (Fig. 35) registradas en el verano no sobrepasaron los 32,5 °C y sólo dos días la temperatura superó los 35 °C. Las temperaturas mínimas (Fig. 36) también fueron menos acentuadas. El período de ocurrencia de heladas fue de principios de mayo a finales de agosto, con temperatura mínima de -6,2 °C.

En la estación El Arbolito para el mismo año (Fig. 35) las temperaturas máximas no superan los 35 °C en ninguna oportunidad, sin embargo el comportamiento de las mismas es similar en las dos Estaciones. Las temperaturas mínimas también son menos extremas. Esta diferencia con respecto Estación Carhué se debe a que esta se localiza más al Oeste, razón por lo cual las condiciones de aridez son más extremas. Si bien las heladas se dan para la misma fecha en las dos Estaciones el número de las mismas es menor en el caso de la Estación El Arbolito.

En el año 2006 las dos estaciones (Figs. 35 y 36) presentaron inviernos y veranos más acentuados con mayores amplitudes térmicas. La ocurrencia de la primera helada para Carhué se registró a principios de abril, siendo que en Guaminí (Ea. El Arbolito) se produjo a mediados de mayo. Carhué registró además, mayor número de días con heladas.

Se destaca que tanto la primavera como el verano en el año 2006 se adelantaron con respecto a años anteriores. Esto se puede observar en las temperaturas máximas y mínimas (Figs. 35 y 36). En el año 2004 y 2005 la temperatura alcanzó los 30 °C en octubre; en el año 2006 la temperatura alcanzó los 30 °C en septiembre, registrándose en el mes de agosto temperaturas de 28 °C. El mes de julio también registra una diferencia con respecto a los años anteriores, en que la temperatura no supera los 20 °C en los años 2004 y 2005. En los tres años analizados se observa que en la estación El Arbolito los inviernos son más acentuados con temperaturas más bajas que en la estación Carhué. Sin embargo, los veranos son menos cálidos razón por la cual esta estación es más húmeda que Carhué.

3.3 Precipitación

El régimen pluviométrico definido como la marcha anual de las precipitaciones, varía en función de la circulación atmosférica general, de las condiciones atmosféricas y de la localización geográfica (Bruniard, 1999). La precipitación constituye la principal entrada de agua dentro del ciclo hidrológico y varía tanto espacial como temporalmente en una cuenca. La acción de los factores geográficos como la continentalidad y los fenómenos como el ENSO (El Niño Oscilación Sur) influyen en el régimen de precipitaciones a lo largo del tiempo. Dicha variación determina la presencia de períodos húmedos y secos que afectan de forma diferente la funcionalidad del sistema hídrico. Esta característica se intensifica en la cuenca Las Encadenadas y cumple un rol fundamental, debido a que es de tipo endorreica.

Para el análisis histórico de la precipitación y debido a las dimensiones de la cuenca, se seleccionaron cinco estaciones distribuidas en distintos sectores de la misma, Carhué, Salliqueló, estancia La Margarita, Guaminí y Coronel Suárez. Los diferentes períodos se analizaron calculando anomalías de precipitación, que evidencian la

presencia de ciclos secos y húmedos en la cuenca. En todos los casos las lluvias alcanzan valores extremos de escasas precipitaciones, característica de ambientes áridos o semiáridos, a valores muy por encima del promedio anual similares a regiones extremadamente húmedas. Las desviaciones positivas o negativas por encima o por debajo del promedio anual (650 mm) da lugar a un movimiento cíclico, que en definitiva significa la ocurrencia de varios años húmedos, secos o medianamente secos. Se describen a continuación los diferentes períodos.

3.3.1 Período seco 1920 -1970

El período entre la década del 20 al 70 para el total de la cuenca (Fig. 37) se caracterizó por la gran depresión de lluvias con respecto al período anterior (1900-1920), definido por varios autores (Deschamps *et al.*, 2003; Glave, 2006) como húmedo. Las precipitaciones disminuyeron notablemente, bajaron las temperaturas en el invierno y los vientos aumentaron su velocidad (Glave, 2006). Los veranos fueron cálidos y secos, motivo por el cual muchos suelos de la región incrementaron la susceptibilidad a la erosión eólica (Glave, 2006).

Las estaciones de Carhué y Saliquelló, con precipitaciones medias de 730 y 786 mm respectivamente, muestran en los años 1924 y 1949 anomalías de hasta 400 mm por debajo de la media (Figs. 38 y 39). Las anomalías positivas en este período, no alcanzaron a reponer las pérdidas de agua (INTA, 1994). En las estaciones La Margarita y Guaminí (Figs. 40 y 41), localizadas en el Este de la cuenca, las anomalías negativas no fueron tan pronunciadas las cuales no superaron los 300 mm. En los años 1953, 1955, 1956 y 1957 las precipitaciones superaron la media con registros de 350 mm. Sin embargo el agua caída no alcanzó a reponer el agua pérdida (INTA, 1994). La diferencia entre las estaciones se debe a la localización. Las estaciones al Oeste, (Carhué y Saliquelló) están más alejadas del mar, razón por la cual las masas de aire al llegar a este sector han descargado gran parte de su humedad.

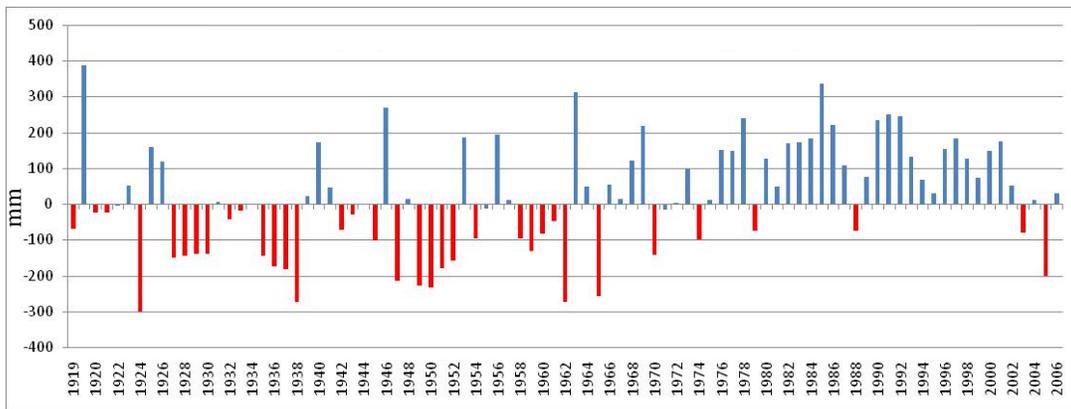


Fig. 37. Anomalías de precipitación para toda la cuenca elaborado con las estaciones Carhué, Salliqueló, La Margarita, Guaminí, Coronel Suárez para el período 1919 – 2006.

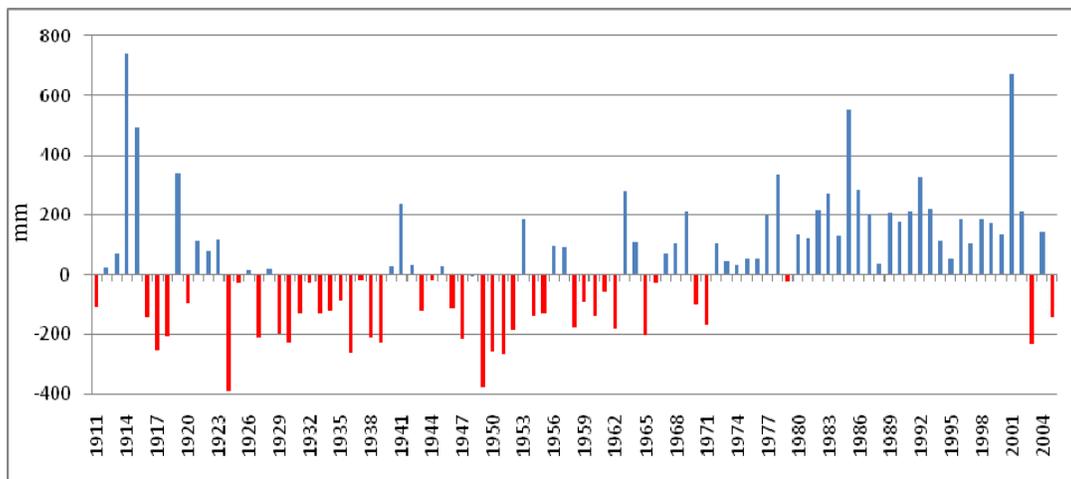


Fig. 38. Anomalías de precipitación estación Carhué correspondiente al período 1911 – 2006, calculados con datos proporcionados por la Estación Experimental de Carhué .

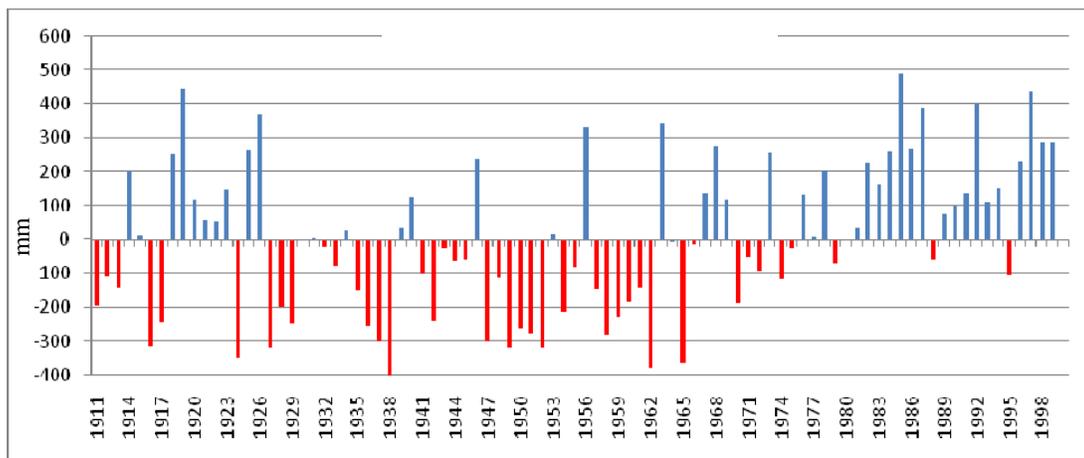


Fig. 39. Anomalías de precipitación para la Estacion Salliqueló correspondiente al período 1911 – 2001, calculados con datos proporcionados por INTA.

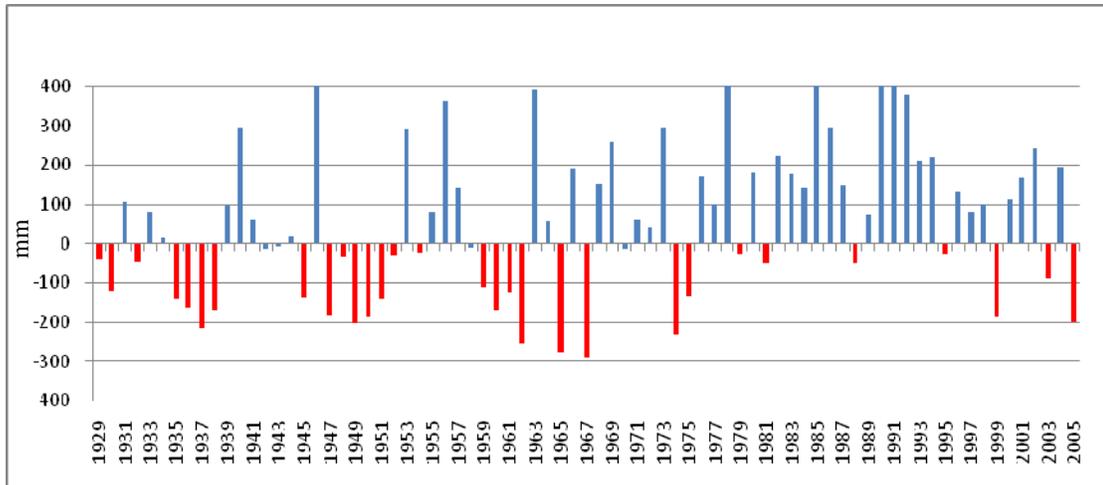


Fig. 40. Anomalías de precipitación en Estancia La Margarita correspondiente al período 1929 – 2006 calculados con datos proporcionados por Estancia La Margarita.

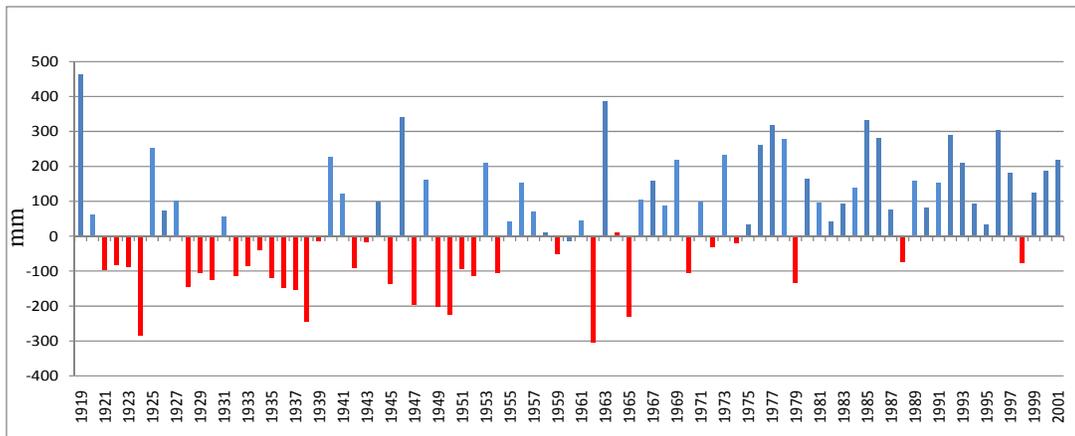


Fig. 41. Anomalías de precipitación en Estación Guaminí correspondiente al período 1900 – 2006 calculados con datos proporcionados por la Municipalidad de Guaminí.

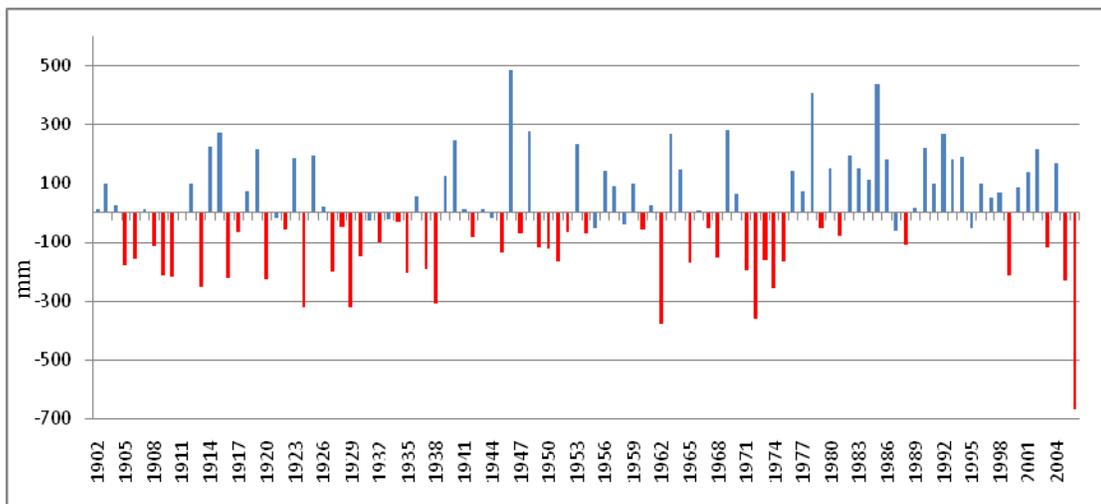


Fig. 42. Anomalías de precipitación en Coronel Suárez correspondiente al período 1902 - 2006 calculados con datos proporcionados por INTA.

En el caso de Coronel Suárez (Fig. 42) presenta algunas diferencias con respecto al caso anterior. Si bien el período seco coincide, éste es menos acentuado. El período de sequía que se extiende de 1924 a 1952 presenta alternancia de años más lluviosos como los años 1938 – 1939 – 1940 el año 1945 y 1947. En cuanto a la Estancia La Margarita (Fig. 40), que se localiza en una zona más húmeda dentro de la cuenca, también se evidencia la presencia del ciclo seco. Sin embargo en este caso los períodos secos son de menor duración siendo estos entre 4 y 6 años como el de los períodos 1935 – 1939 y el 1949 – 1952.

3.3.2 Período húmedo 1970 – 2006

La última parte de la década del 60 se instala un período húmedo (Fig. 37) que originaron inundaciones importantes en el Sudoeste de la provincia de Buenos Aires. La fase húmeda provocó una acelerada pérdida de suelos por erosión hídrica en la mayor parte de la región. El aumento de las precipitaciones es muy significativo, se registra un aumento de 25 mm por año, con lluvias superiores a 1200 mm, con un promedio en los últimos 30 años que alcanza a 830 mm. Los registros de Carhué son en este caso más pronunciados que la localidad de Salliqueló. Los años 1978, 1984 y 2002 presentaron anomalías de 350, 550 y 700 mm respectivamente. Se destaca en la localidad de Carhué que durante este período no se registró ningún año con precipitaciones inferiores a la media.

Los primeros años hasta 1977, las precipitaciones apenas llegan o superan la media, sin embargo a partir del año 1977 las precipitaciones van a superar ampliamente el valor de 650 mm, con registros extremos en el año 1985, 1256 mm y el año 2001 con 1372 mm. Esta situación generó graves inundaciones a nivel regional.

En la Estación de Salliqueló, el año 1962 registró mayores precipitaciones que la estación de Carhué. Sin embargo en Salliqueló los años 1970, 1971, 1972, 1974 y 1988 tuvieron lluvias por debajo de la media (786 mm) hecho que no sucedió en Carhué. El período húmedo entonces fue más intenso en la última localidad. En la Margarita y Guaminí el período húmedo fue menos intenso que en Carhué. En la primera estación se destaca el año 1980 por presentar un registro máximo de 1231 mm. En los dos sitios se advierte en los años 1971, 1973 1979 y 1987 la presencia de años

secos que no se observan en la localidad de Carhué, hecho que confirma la gran variación de los parámetros meteorológicos en dicha localidad.

Otra diferencia entre las estaciones de Carhué, la Margarita y Guaminí es la cantidad de precipitación caída por encima de la media. En Carhué alcanza los 800 mm siendo que en las otras dos estaciones las precipitaciones no superan los 400 mm. Esta diferencia se explica, también porque hacia el Oeste los rasgos de continentalidad son más acentuados. En el caso de Coronel Suárez las precipitaciones por encima de la media estuvieron entre los 400 y 500 mm.

Para apreciar la variabilidad espacial, se ha elaborado un mapa de distribución de las precipitaciones de la región (Fig. 43). Se puede observar que las precipitaciones aumentan hacia el Noreste de la cuenca. Las menores se registran en la zona de laguna Epecuén, con valores de 719 mm anuales y los mayores registros en el área de laguna Alsina con valores de 800- a 950 mm anuales. La isohieta de 800 mm divide la cuenca en un sector Este que se definiría como húmedo y el sector Oeste como seco. Las lagunas Cochicó y Alsina quedan ubicadas en el primer sector. En el sector seco quedan incluidas las lagunas Epecuén, Venado y Del Monte.

El método de Thiessen permitió establecer las precipitaciones medias de la cuenca. Este método considera que el registro de precipitación de cada estación es el que mejor representa al área en su entorno (Carbone, 2003). Se establecieron en la cuenca seis polígonos que se observan en la Figura 44. Mediante planimetría se calculó el área de cada estación de registro, expresada como porcentaje del área total. A este valor se le pondera el registro correspondiente y de la sumatoria surge la precipitación media de la cuenca (Carbone, 2003). Los resultados obtenidos se expresan en la siguiente Tabla:

ESTACIÓN	PRECIPITACION	ÁREA (km ²)	PORCENTAJE AREA TOTAL	PRECIPITACION PONDERADA
Carhué	730	20,97	18,71	136,58
Guaminí	780	11,71	10,45	81,51
Pigüé	763	16,88	15,06	114,90
Pasman	859	18,48	16,46	141,39
Alsina	873	21,51	19,19	167,52
Cnel Suarez	759	22,50	20,08	152,40
Total				794,3

Tabla 6. Precipitación media de la cuenca según el método polígonos de Thiessen.

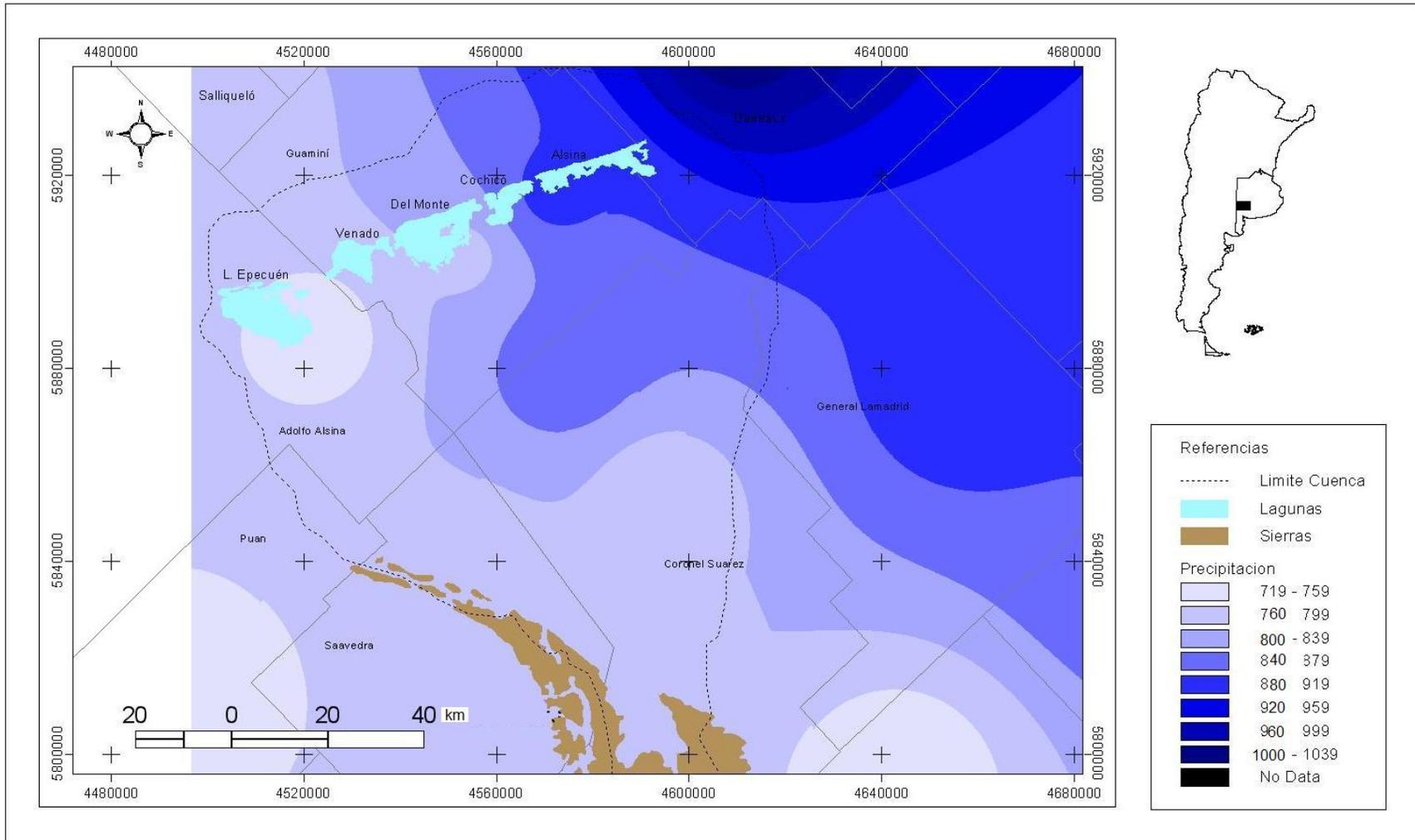


Fig. 43. Distribución zonal de las precipitaciones en la cuenca Las Encadenadas del Oeste teniendo como base los datos de las estaciones Pasman, Salliqueló, Carhué, Guaminí, Estancia La Margarita, Pigüé, Coronel Suarez, Laprida, Lamadrid, Daireaoux, Henderson, Púan, Tornsquint y Trenque Lauquen considerando el período entre 1911 y 2007. Fuente: Elaboración propia.

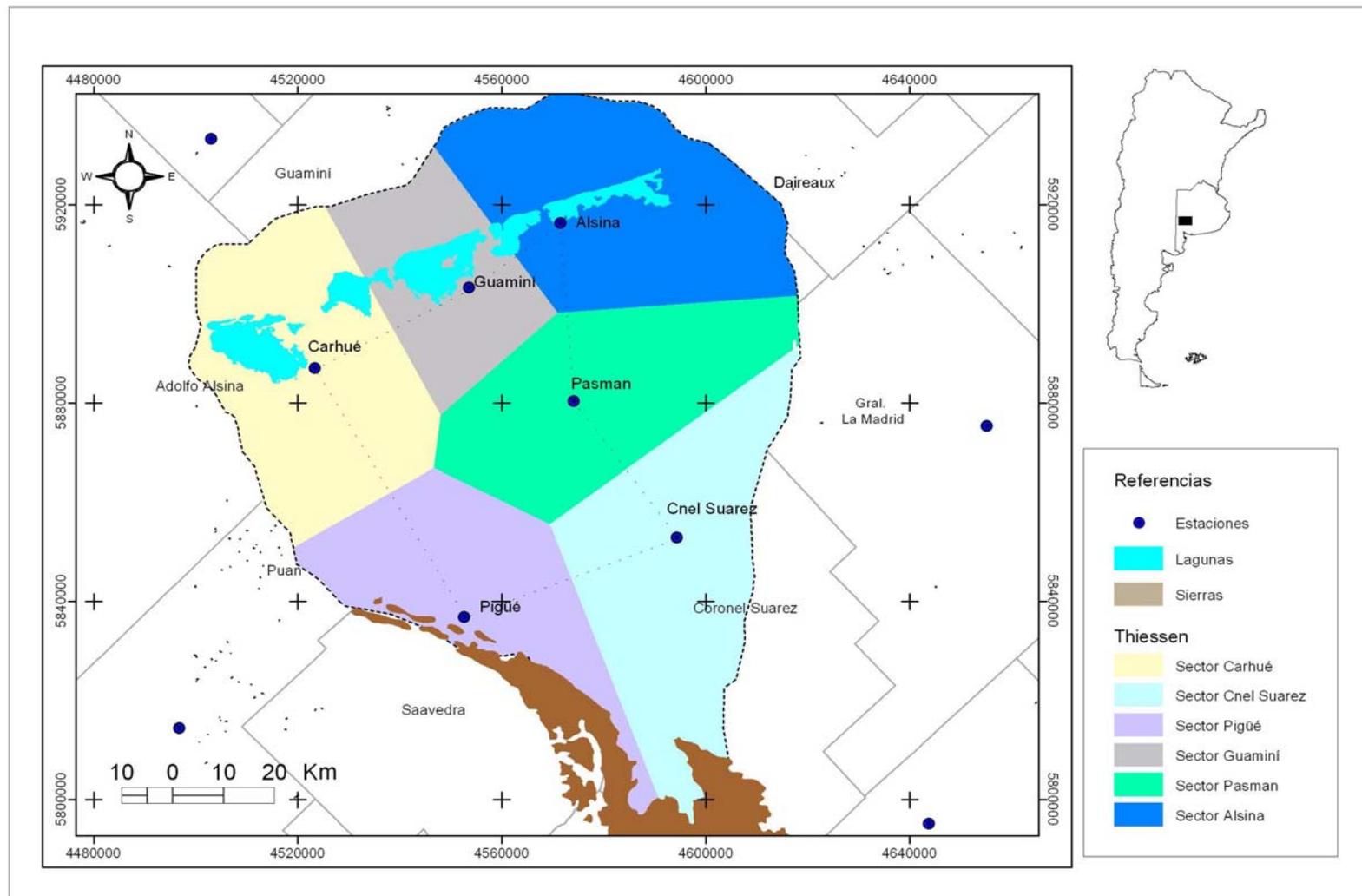


Fig. 44. Precipitaciones media de la cuenca según método de Thiessen en la cuenca Las Encadenadas del Oeste. Fuente: Elaboración propia.

Del análisis de Thiessen surge que la precipitación media de la cuenca, considerando los últimos treinta y seis años, es de 794,3 mm. La mayor precipitación ponderada corresponde al sector Alsina, que coincide con el mapa de precipitaciones anteriormente presentado (Fig. 44).

Los valores medios anuales de temperatura y precipitación encierran variaciones estacionales que son decisivas para la actividad agrícola ganadera de la región (Capelli y Campo, 1994). En los diagramas ombrotérmicos que se presentan en las Figuras 45 y 46 se observa la distribución anual de las precipitaciones y las temperaturas en las estaciones de Carhué y Estancia El Arbolito. Se puede apreciar la presencia de veranos e inviernos térmicos bien diferenciados con estaciones intermedias semejantes en las dos estaciones.

Por la localización regional (alejado de la influencia del anticiclón del Atlántico), las precipitaciones tienen su origen en procesos frontales o de corrientes convectivas o locales que ocurren generalmente en la estación del verano. Las principales precipitaciones se producen en el semestre cálido, con máximos en los meses de febrero y marzo, duplicando al semestre invernal. Los meses más secos son junio a agosto. Las precipitaciones medias de agosto-setiembre son escasas, hecho que produce una insuficiente condición hídrica en el suelo durante los meses próximos al inicio de la espigazón de los cultivos invernales, lo que hace necesaria la práctica del barbecho en estos suelos (INTA, 1994).

En las estaciones intermedias se evidencian diferencias. En Carhué, si bien se registra un máximo de precipitación durante la primavera, la misma sigue siendo seca. En El Arbolito se registra en cambio, dos máximos de precipitación en los meses de setiembre y noviembre que hace que la estación húmeda (verano) comience a mediados de la primavera.

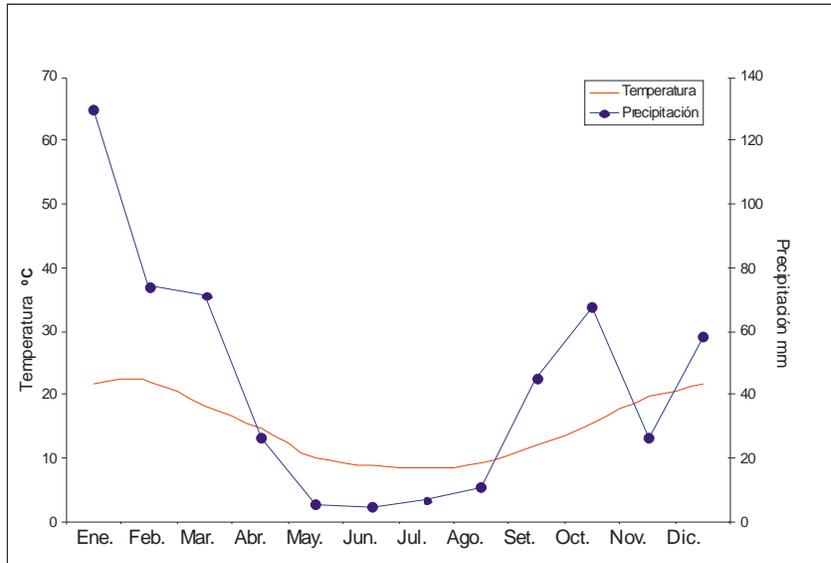


Fig. 45. Diagrama ombrotérmico Estación Meteorológica de Carhué.

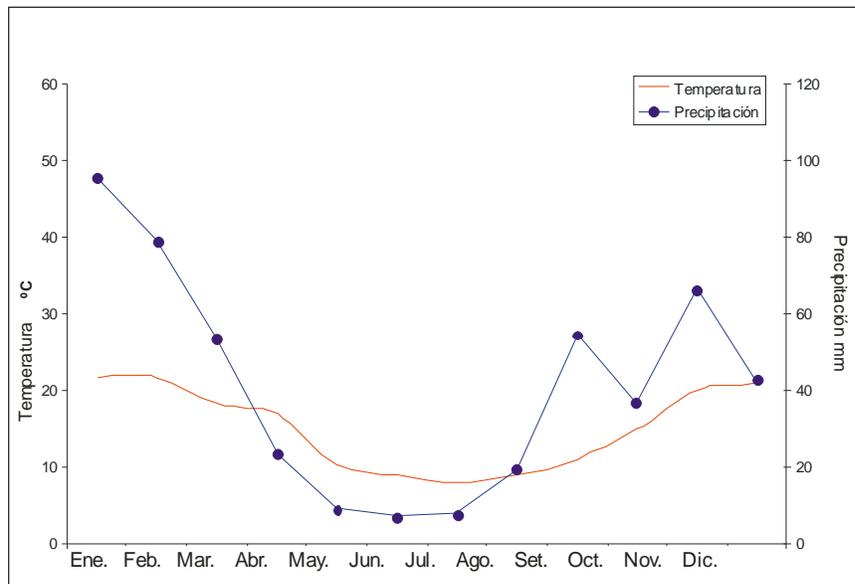


Fig. 46. Diagrama ombrotérmico de la Estación Meteorológica Ea. El Arbolito.

CAPITULO IV

GEOMORFOLOGIA DE LAS LAGUNAS

1. INTRODUCCION

Como se expresó en el Capítulo I la llanura bonaerense ha sido sometida a acontecimientos geológicos importantes, como el ascenso y descenso de bloques. Estos movimientos verticales diferenciales cambiaron las formas superficiales derivando hacia depresiones, que al inundarse, conformaron las lagunas objeto de la presente investigación. La geomorfología regional quedó entonces definida por áreas altas al Sur de la cuenca, una zona extremadamente plana, en el centro y por último la depresión que ocupan las lagunas. La fractura responsable de la exacta alineación de las mismas determinó el ascenso de aguas mineralizadas a través de los planos de falla donde la depresión es más profunda, es decir en la laguna Epecuén. Dicho acontecimiento determinó que las aguas de la misma sean hipersalinas.

Los hechos expresados anteriormente demuestran la importancia de la geomorfología en la conformación de lagos y lagunas. La geomorfología de los lagos se condiciona íntimamente con los procesos físicos químicos y biológicos que ocurren dentro de un lago. Además, juega un rol principal en el control de su metabolismo, en el marco de las restricciones climáticas, impuestas por su localización (Wetzel, 1975). La morfometría es fundamental en la determinación de la productividad de una laguna.

El origen de la morfometría moderna de lagos estaría en los sondeos para hacer las primeras batimetrías: Murray (1888), Delebecque (1898), Belloc (1894). Forel (1892) y Delebecque (1898) estudiaron la relación entre la morfometría de una laguna y su origen. Diversos autores han reconocido las relaciones entre la morfología del lago y su limnología. Ruttner (1931) observó que la profundidad del epilimnion en verano aumenta con el tamaño del lago. Rawson (1939) presentó un diagrama en el que mostró los múltiples factores que interactúan en un lago incluyendo su morfología.

La importancia del estudio de la morfometría de una laguna reside principalmente en que la forma de un lago es uno de los determinantes más generales,

junto con el clima y el tipo de suelos de su cuenca de drenaje, de su productividad biológica (Ringuelet, 2004). En Argentina las primeras mediciones y descripciones de las lagunas pampeanas, fueron realizadas en 1822 por el Coronel Pedro García (1836), en tanto que las primeras observaciones geológicas de antiguos depósitos lacustres correspondieron a D'Orbigny (1842) (en Dangavs, 2005).

La relación de magnitudes de los parámetros morfométricos determina muchas características de los cuerpos de agua. Por ejemplo, cuanto mayor es la profundidad media de una laguna, menor será la proporción de su volumen que puede albergar poblaciones fitoplanctónicas fotosintéticamente activas (volumen productivo) y menor su extensión colonizable por hidrófitas. Por otro lado, una baja profundidad media condiciona la cercanía de las zonas productiva (eufótica) y desintegradora (fondo), facilitando el acceso de nutrientes a las capas donde son asimilados (Margalef, 1983).

En el presente Capítulo se estudiaron las características geomorfológicas de las lagunas y su variación espacial a través del tiempo. El objetivo es investigar parámetros geomorfológicos y cuáles son sus repercusiones espaciales, como además brindar bases a tener en cuenta en futuras planificaciones urbanas, turísticas, e hidráulicas. Se realizó una síntesis de las inundaciones ocurridas haciendo especial referencia a la pérdida del pueblo Villa Epecuén.

2. METODO DE TRABAJO

2.1. Trabajo de campo

2.1.1. Relevamiento batimétrico

Una batimetría es una representación de las características topográficas del fondo de un cuerpo de agua. Se diferencian de los levantamientos topográficos en que en éstos la determinación de la altura y profundidad se hace utilizando equipos de tecnología diferentes, por ejemplo ecosondas.

Para el registro de las profundidades de las lagunas se utilizó la ecosonda digital Bathy-500 MF Survey Echo Sounder, que permite archivar en forma permanente la información de sondaje directamente en una computadora. La ecosonda opera basándose en el principio del eco, desde el transreceptor, ubicado en el transducer, se emite un pulso ultrasónico que se propaga en el agua. Al llegar al fondo se refleja en él,

retornando al transductor. En este estudio se efectuó la batimetría de dos lagunas a modo de comparación. Se seleccionaron las más representativas del sistema y las que en trabajos anteriores (IATASA, 2001) no presentaban detalles.

Para el relevamiento se emplearon dos embarcaciones, IADO IV para la laguna Epecuén (Fig. 47) y debido a la escasa profundidad un bote neumático de 4,5 de eslora para laguna Del Monte (Fig. 48). Se efectuaron 8 perfiles transversales y se completó con 6 perfiles longitudinales en la laguna Epecuén y 5 piernas transversales, 4 longitudinales y una en forma circular alrededor de la isla que se localiza en el centro de la laguna para Del Monte. Se posicionó la batimetría con un GPS en modo diferencial. Como punto 0 se tomó el punto de IGM en la cota de 95 m. En el relevamiento batimétrico se registraron puntos de posicionamiento a intervalos fijos de tiempo a 30 segundos. Se utilizó un Sistema de posicionamiento global con dos GPS, Garmin y GPS Satloc GBY PRO.

Se determinaron las profundidades de las lagunas. El fondo de laguna Alsina pudo ser representado por las curvas de nivel trazadas por IGM en épocas de sequía en la que el cuerpo de agua se encontraba reducido en superficie.



Fig. 47. Embarcación IADO IV utilizada para realizar el estudio batimétrico en laguna Epecuén, perteneciente al Instituto Argentino de Oceanografía.

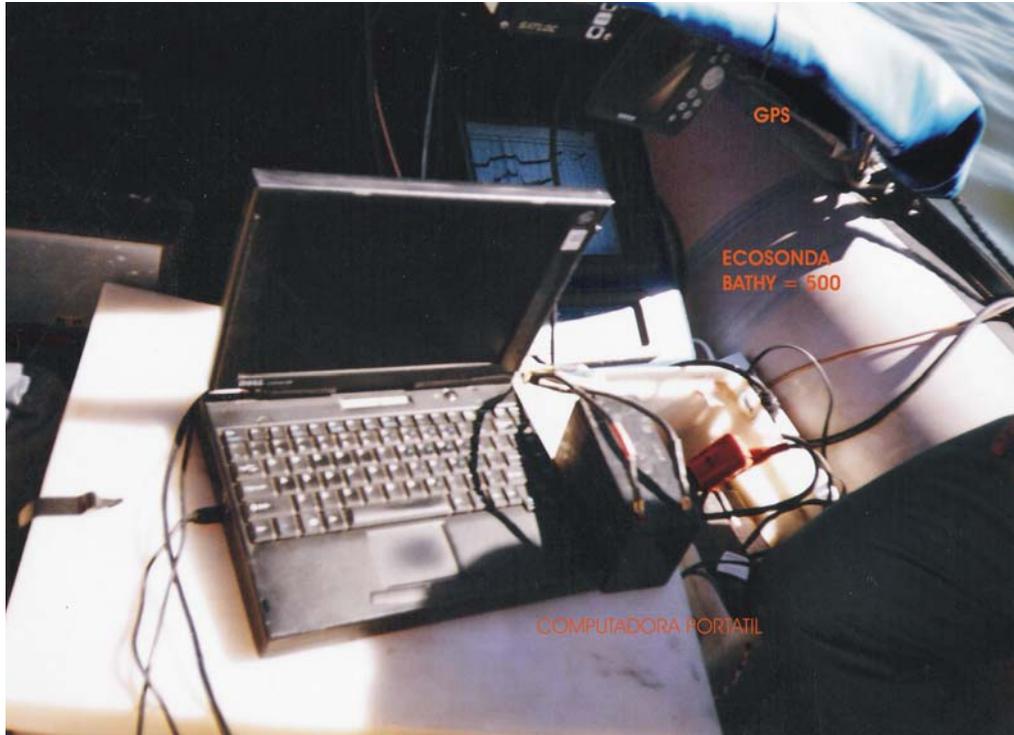


a



b

Fig. 48. Bote neumático de 4,5 de eslora utilizado para el estudio batimétrico de la laguna Del Monte perteneciente al Instituto Argentino de Oceanografía. a- Sin instrumental b- Con el instrumental a bordo.



a



b

Fig. 49. Instrumental utilizado para el estudio batimétrico de las lagunas Epecuén y Del Monte, perteneciente al Instituto Argentino de Oceanografía. a- Ecosonda, GPS, b- Sensor OBS.

2.1.2. Índices morfométricos calculados

Se calcularon los siguientes parámetros morfométricos:

- **Superficie de la laguna (A)**
- **Perímetro de la laguna (P)**
- **Profundidad media de la laguna (\bar{Z})**
- **Área de la cuenca de drenaje (DI)**

• **Longitud máxima de la laguna (L)** Es la longitud de la línea que conecta los dos puntos más extremos de un cuerpo de agua. Esta línea es recta en la mayoría de los casos, debido a la forma regular, más o menos ovoide de la mayoría de las lagunas.

• **Ancho medio de la laguna (W)** Es la medida que se obtiene al dividir la superficie del cuerpo de agua por la longitud máxima total.

• **Ancho máximo de la laguna (W_{max})** Es la longitud de la línea transversal que conecta los puntos más extremos del cuerpo de agua y que no cruza otros terrenos además de islas. Se puede decir que es la medida de la línea recta tomada aproximadamente perpendicular al eje de longitud máxima.

El área y el perímetro se determinaron a partir del cálculo en el SIG. Para aquellas lagunas que han sufrido una modificación, modesta o perceptible, de su área se han utilizado las medidas morfométricas y geográficas del sistema actual.

A partir de algunas de las variables anteriores se han calculado varios índices de forma. Los índices de forma clásicos son simples combinaciones de variables de tamaño definidos de modo que sean adimensionales (Jurado del Castillo, 1992). Se detallan a continuación los índices morfométricos calculados para las lagunas.

• **Profundidad media de la laguna:** es el volumen de la laguna dividido por el área superficial; $Z = V * A^{-1}$ (Wetzel, 1981); este valor indica la aproximación de la cubeta a la forma cónica.

• **Índice de profundidad relativa:** definida como la profundidad máxima dividida por el diámetro medio de la laguna; $Z_r = 50 Z \sqrt{\pi} * (\sqrt{A})^{-1}$ (Hutchinson, 1957).

- **Cociente entre las profundidades media y máxima de la laguna:** $\bar{Z} * Z^{-1}$
- **Índice de desarrollo de costa:** donde $DI = P * (2\sqrt{\pi A})^{-1}$. Es una medida de la regularidad del contorno de la laguna, es decir, su mayor o menor semejanza al círculo.
- **Relación entre la longitud max y el ancho medio de la laguna:** $L * W^{-1}$
- **Relación entre el área de la cuenca de drenaje y el área de la laguna:** $Ad * A^{-1}$
- **Volumen de la laguna:** relación entre la longitud máxima y el ancho medio de la laguna; $V = A * Z$ (Jurado del Castillo, 1992).

2.2. Análisis cartográfico

Se determinó la variación espacial de las lagunas desde la década del 50 hasta la actualidad. Se utilizaron cartografía de IGM de la década del 60 e imágenes satelitales provistas por Comisión Nacional de Actividades Espaciales (CONAE). La información obtenida de las diferentes imágenes se cargó en el SIG donde se calculó la superficie de las lagunas para cada fecha. Se realizó además el análisis de las cotas de las lagunas para el período 1970-2006. Los datos fueron proporcionados por la Municipalidad de Carhué y Guaminí.

Para conocer los impactos causados por la variación espacial de las lagunas se realizaron búsquedas bibliográficas en diarios, bibliotecas, museos. Se efectuaron además, entrevistas a gente de la zona. Con todos los datos del presente Capítulo y el Modelo Digital de Elevación (ver Cap. II) se confeccionó un mapa de peligro de inundación. Se tuvo también en cuenta las experiencias anteriores, no sólo ocurridas a la laguna Epecuén sino en toda la región y en otras situaciones similares.

3. RESULTADOS

3.1. Geomorfología

La provincia de Buenos Aires, de 302650 km² de superficie, se caracteriza por la presencia de una amplia variedad de ambientes acuáticos de diferente origen, tamaño y estado trófico. Estos cuerpos de agua representan el 9 % del total de dicha superficie (26100 km²) y se clasifican (Fig. 50) en permanentes, semipermanentes y no

permanentes (IGM, 1969). Las permanentes representan el 17 % y de este porcentaje un 10 % están ocupados por las lagunas Las Encadenadas del Oeste, lo cual se observa con claridad en la figura 50. En una primera aproximación regional se pueden identificar en la provincia lagunas asociadas a zonas costeras y otras asociadas a la sucesión de períodos climáticos secos y húmedos. Los últimos determinaron la presencia de sistemas de humedales y lagos someros, comúnmente denominados lagunas.

Las batimetrías realizadas en laguna Epecuén y Del Monte, (Figs. 51 y 52) permitieron conocer el perfil de fondo de las lagunas. La laguna Epecuén presentó una profundidad máxima de 8,5 m registrándose valores mínimos de 0,7 m. Las mayores profundidades se localizan en el centro de la laguna, siendo el descenso de la profundidad en forma paulatina. Esta morfología revela regiones costeras con amplio desarrollo de las plataformas y acumulación de depósitos sedimentarios. De acuerdo a este gráfico la laguna se puede definir como un gran plato plano con desniveles paulatinos hacia el centro de la misma.

Laguna Del Monte presentó profundidades máximas de 5 m y registros mínimos de 0,83 metros. En el centro de la laguna se registra un ascenso de nivel que se convierte en una isla la cual tiene una extensión de 400 hectáreas.

Hacia el Oeste de la laguna se localiza otra isla de menor tamaño que durante los períodos húmedos, cuando alcanza la cota 105 m, queda cubierta por el agua. Esta isla tiene una extensión de 80 ha. En el Sureste de la laguna se localiza una tercer isla, que queda caracterizada como isla en los ciclos húmedos de lo contrario forma parte de la costa.

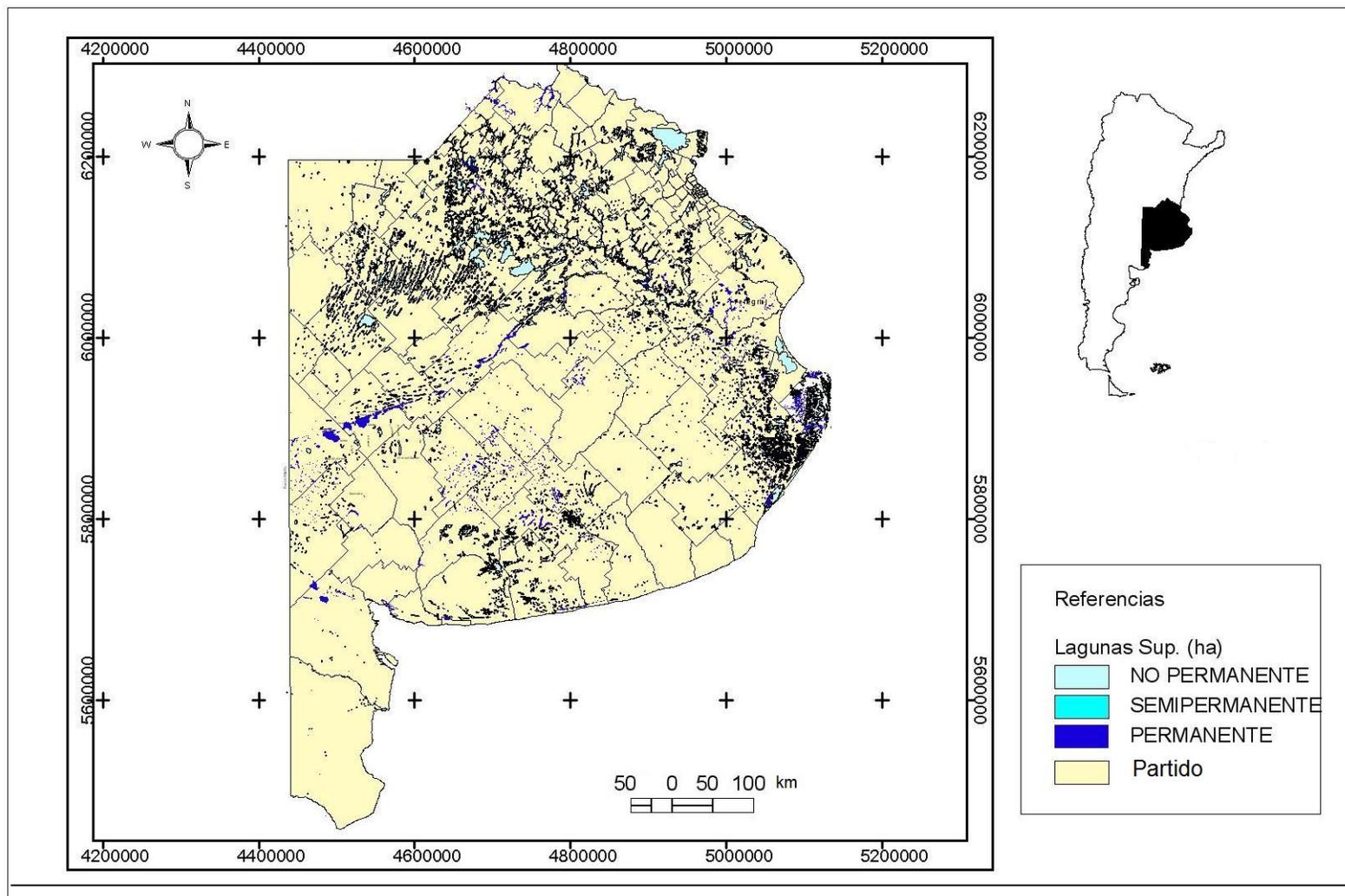


Fig. 50. Distribución de lagunas en la provincia de Buenos Aires. Fuente: Elaboración propia a partir de datos de IGM.

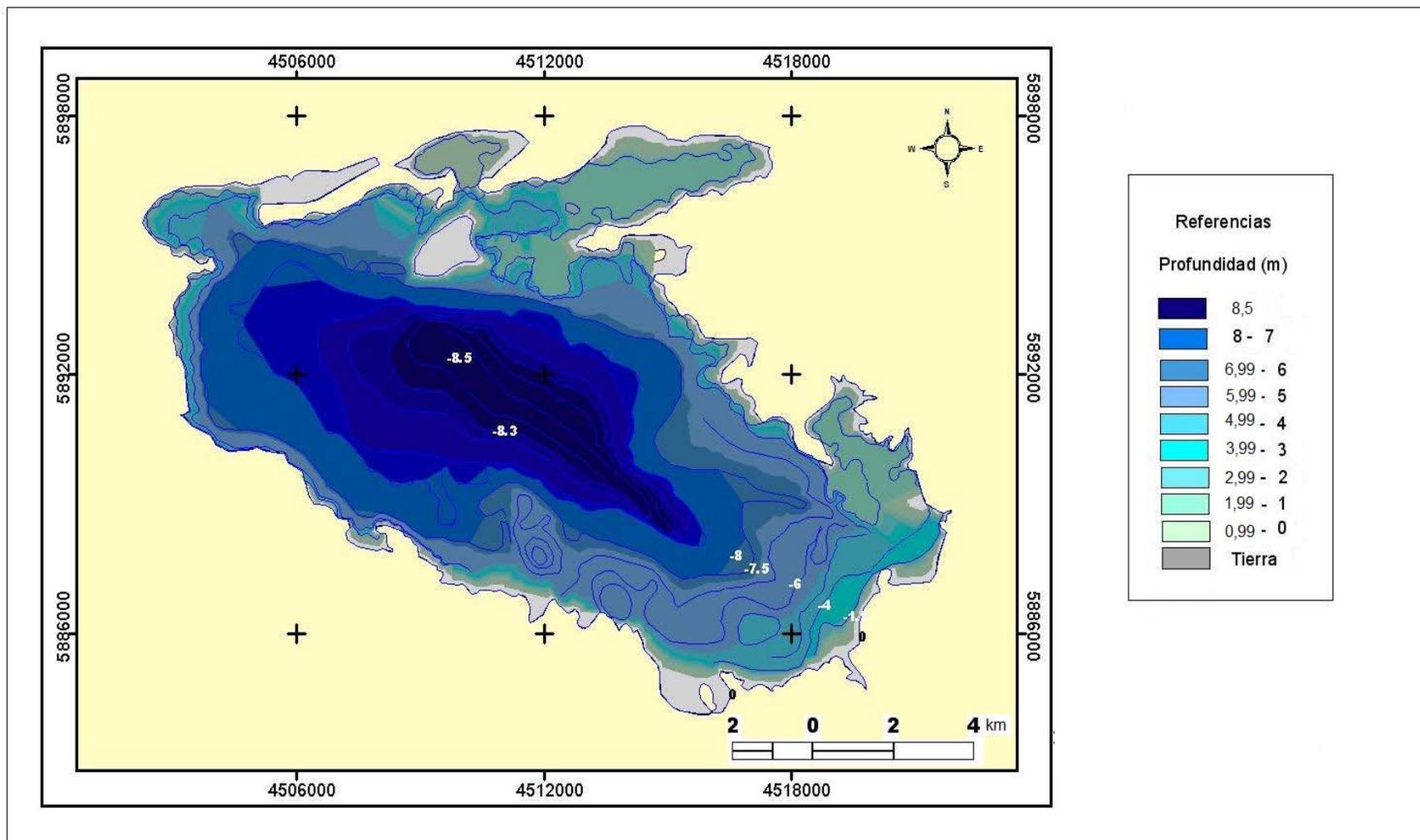


Fig. 51. Batimetría de la laguna Epecuén efectuada a partir de la cota de 95 m en abril de 2005. Fuente: Elaboración propia.

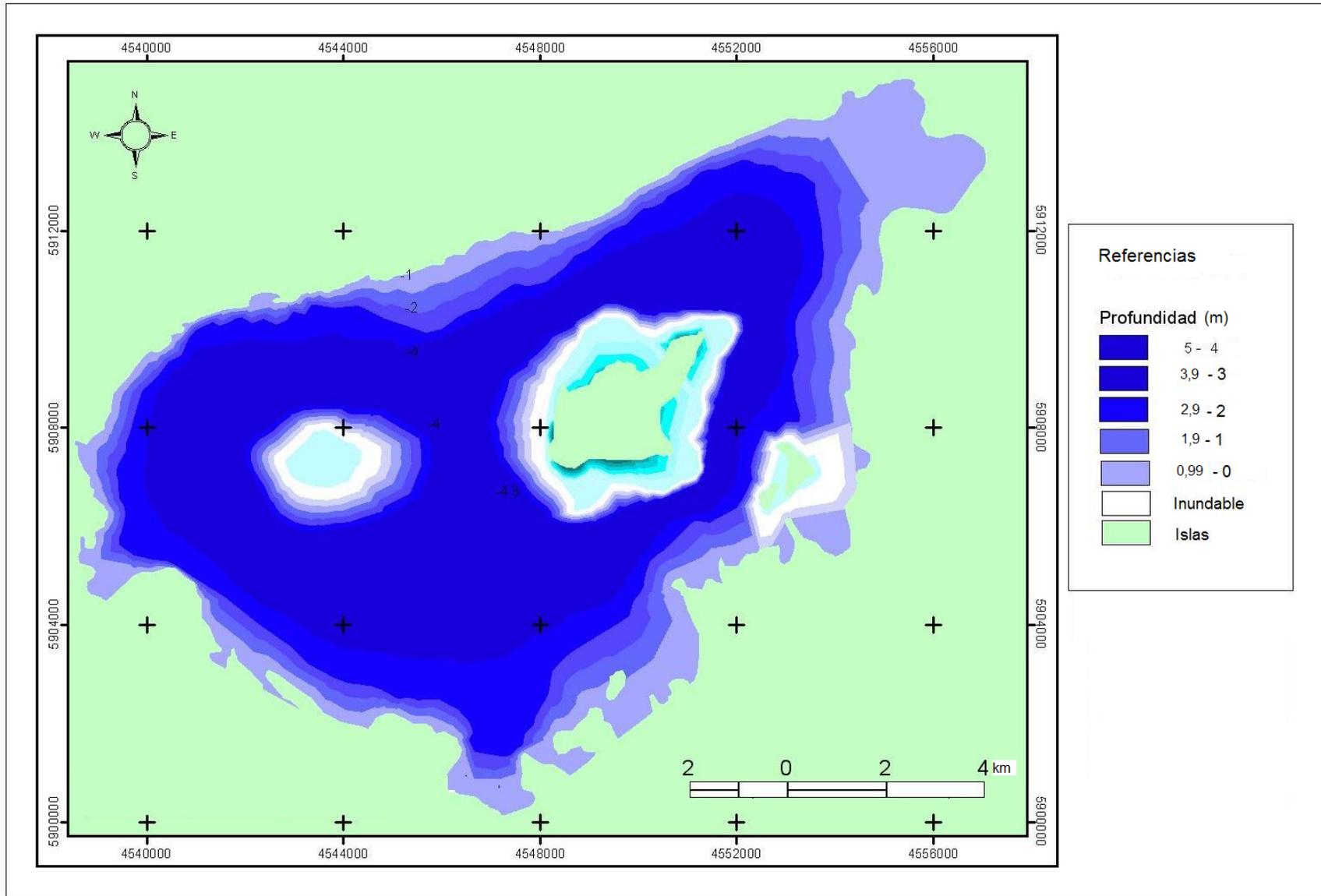


Fig. 52. Batimetría de la Laguna Del Monte tomada a partir de la cota de 105 m (mayo 2005). Fuente: Elaboración propia.

De los índices morfométricos el área es la variable más comúnmente utilizada en limnología y en geografía para referirse al tamaño de un lago o laguna. Sin embargo, en el caso de Las Encadenadas no se puede determinar sobre la base únicamente de esta variable si un cuerpo de agua es bañado, bog, laguna o lago. Así, por ejemplo, laguna Venado que tiene menor superficie que laguna Del Monte posee mayor profundidad (Tabla 7).

	<i>EPECUEN</i>	<i>VENADO</i>	<i>DEL MONTE</i>	<i>COCHICO</i>	<i>ALSINA</i>
A (km ²)	151,06	65,63	136,02	48,97	82,57
P (km)	115,64	57,12	98,33	42,64	102,50
Z (m)	8,2	7	5,2	4	4
Z	7	5	4,5	3	3
Z/Z	1,17	1,4	1,15	0,75	0,75
Zr	0,05	0,07	0,03	0,08	0,03
V (hm ³)	1061	328	612	249	247
Lmax	18.000	15.250	12.350	10.720	23.170
W=A/L	8.392	4.303	11.013	4.568	3.564
L/W	2,14	3,54	1,12	2,34	6,5
L/Wmax	1,48	1,34	1	1,43	3,19
DL	2,65	1,98	2,37	1,71	3,18
AD km ²	1675	747	1314	663	1875
AD/A	11,09	11,38	9,65	13,54	22,71

Tabla 7. Variables e índices morfométricos calculados en las lagunas las Encadenadas del Oeste.

El área y el perímetro de la laguna son las dos variables morfométricas que pueden variar en función de las precipitaciones y de la evaporación. El área registró una media de 96 km², siendo el valor máximo de la laguna Epecuén y el mínimo de la laguna Cochicó. La correlación entre el área y la profundidad máxima es nula ($r^2 = 0,02$) igual que entre el área y la longitud máxima ($r^2 = 0,09$) esto explicaría la heterogeneidad de tipos y formas entre estas lagunas. En la Tabla 7 se presentan los resultados de las variables e índices calculados.

La profundidad de las lagunas disminuye de Oeste a Este, siendo la menos profunda Laguna Alsina con 3 m. La profundidad media influye en la productividad al determinar que, parte del volumen de la laguna queda dentro de la zona fotosintética (Rawson, 1939, 1952, 1955). Esta característica es muy importante en las lagunas dado que su escasa profundidad determina que casi la totalidad del cuerpo de agua quede dentro de la zona fotosintética. Se la considera además, el mejor indicador de las

condiciones morfométricas, mostrando una clara correlación inversa respecto a la productividad en todos los niveles tróficos de los lagos grandes, aunque esta relación pierde valor en los lagos muy pequeños (Wetzel, 1975).

El índice de profundidad media referida a la profundidad máxima proporciona una primera aproximación a la forma del fondo de un lago o laguna (Jurado del Castillo, 1992). Según Wetzel (1981) para la mayor parte de las lagunas del mundo es mayor a 0,33, valor que se obtendría en una laguna con forma de parábola elíptica. Si la laguna es de forma cónica el valor sería igual a 0,33. El cociente es superior a 0,5 en lagunas de caldera, graben y fiordos, mientras que la mayoría de lagos y lagunas situados sobre rocas fácilmente erosionables muestran valores comprendidos entre 0,33 y 0,5 (Wetzel, 1981). Las lagunas que constituyen Las Encadenadas tienen formas de la parábola elíptica, con una cubeta con perfil más o menos redondeado ya que los valores de \bar{Z}/Z son mayores a 0,33. Sin embargo se puede hacer una diferenciación entre laguna Epecuén y Venado con valores más cercanos a 0,33, que semejarían conos elípticos y las demás superan el valor de 0,5 por lo que se acercarían más a una parábola elíptica.

El grado de sobreexcavación de una laguna se expresa con el índice Z_r . El mismo refleja la profundidad máxima como un porcentaje del diámetro promedio de la superficie de una laguna y dado que la capacidad del viento para provocar la mezcla varía en función de estos parámetros, la profundidad relativa se considera un indicador de la estabilidad de la columna de agua (Rojas *et al.*, 1992). Suele ser muy bajo (>2 %) en lagunas llanas, lagunas litorales, las lagunas de planicies de inundación y algunos lagos tectónicos situados en regiones áridas (Jurado del Castillo, 1992). Es alto (> 10%) en lagos y lagunas con forma cónica más profundos y de superficie pequeña, son los que exhiben una mayor estabilidad en la columna de agua. El índice Z_r para lagunas Las Encadenadas es medio, 5,84 %, indicando que son lagunas litorales con baja sobreexcavación y gran estabilidad, aunque disminuye cuando el nivel del agua desciende.

Laguna Epecuén es la que presenta mayor volumen, 1061 hm³. El menor valor fue para laguna Cochicó (249 hm³) y Alsina (247 hm³). El volumen es un parámetro importante para estimar el grado de colmatación de una laguna. En una primera aproximación y teniendo en cuenta solo el volumen, la laguna Cochicó es la que presenta el mayor riesgo de colmatación.

La longitud máxima media, línea recta que une los dos puntos más alejados de la costa de una laguna, de las lagunas Las Encadenadas es de 15800 m. La laguna Alsina presenta una forma alargada lo cual se refleja en el valor de este índice superior a 23100 m. En esta laguna no hay dependencia entre las variables L y A , es decir presenta una alometría nula (0,02).

El índice L/W es un estimador del alargamiento de la forma de una laguna; L es la longitud máxima de la laguna y W es el ancho medio, calculado como $W = A/L$ (Jurado del Castillo, 1992). Para un cuadrado L/W presenta un valor de 1; para un círculo es igual a 1,27; para un rectángulo de lados L y $L/2$ es igual a 2; y para formas más alargadas supera este valor (Jurado del Castillo, 1992). El valor 2 es el que podría utilizarse para describir una laguna como subrectangular o como subcircular. De acuerdo a los valores obtenidos (Tabla 7) las lagunas se acercan a formas subcirculares, diferenciándose claramente laguna Alsina cuyo valor fue mayor a 2 con lo cual quedaría definida como una laguna ampliamente alargada. Esta condición podría deberse a un condicionamiento estructural mayor. La laguna del Monte presenta una forma más cuadrada que las demás como lo refleja el valor del índice igual a 1,12.

El índice DL relaciona el perímetro de la laguna (P) o longitud de la línea de costa con el perímetro de un círculo de igual área que la laguna (Hutchinson, 1957). Su valor mínimo es 1 y corresponde a un círculo perfecto (el cual no se da en ningún lago de forma exacta). Este índice puede reflejar algunos aspectos de la forma del contorno como su grado de sinuosidad o articulación de la costa, así como su grado de alargamiento respecto a un círculo. Hutchinson hizo la siguiente clasificación

-Circular ($1 < DL \leq 1,25$): lagos y lagunas en conos volcánicos, dolinas perfectas, cubetas de deflación pequeñas -Subcircular ($1,25 < DL < 1,5$): lagos de circo, de kettle, volcánicos, en dolinas, de deflación -Subrectangular alargado: tectónicos (sobre todo de graben), lagos glaciares de valle. En general este tipo de lagos tienen valores superiores a 3 (Cole, 1979). -Dendrítico ($DL > 3$): represamiento de un valle (embalses, lagos glaciares de piedemonte) o de una laguna litoral.

Teniendo en cuenta esta clasificación laguna Alsina, cuyo valor índice es 3,18, sería subrectangular, en tanto que las demás tienen un valor menor a tres y mayor a 1,5 por lo que serían de tipo dendrítico es decir lagunas litorales. El índice presenta una

correlación elevada con el perímetro ($r^2 = 0,7$) y con la longitud ($r^2 = 0,7$) sin embargo presenta una correlación positiva menor con L/W ($r^2 = 0,3$).

El área de drenaje es de 627684 ha. Las dos subcuencas mayores son la de la laguna Epecuén y la de laguna Alsina, es decir la de los dos extremos. La dependencia entre el área de la cuenca de drenaje y el tamaño de la laguna es alta ($r^2 = 0,5$) y es muy elevada con el perímetro de las lagunas $r^2 = 0,8$.

El índice Ad/A toma valores entre menos de uno y más de 1000, siendo su valor más frecuente de 10 a 25. En un extremo con valores cercanos a 0 se ubican las lagunas cuya cuenca tiene forma de anillo muy estrecho; a partir de valores de aproximadamente 100, la laguna presenta características de transición entre una laguna y un río; el tiempo de residencia del agua disminuye a menos de un mes y aparecen zonas con corrientes permanentes (Jurado del Castillo, 1992). Las lagunas las Encadenadas presentan valores normales, quedando definidas como lagunas fluviales con un área de la cuenca variable. Se destaca el valor de laguna Alsina, 22, que presenta el mayor valor lo que confirma su forma alargada.

3.2. Variación espacial de las lagunas

La recurrencia de inundaciones y sequías en la región no es un fenómeno nuevo, es así que cada vez que se presenta un período hidrológico de precipitaciones abundantes aparece como contraparte otro de sequía. Como se demostró en los capítulos anteriores, esta región está constituida por unidades tipo que deben ser analizadas a nivel regional ante la aparición de problemas ambientales como inundaciones, sequías, degradación de la calidad de agua, contaminantes, etc. El tratamiento de estos problemas a nivel local es insuficiente dado que la cuenca se comporta como unidad. Así, por ejemplo, las intervenciones en la cuenca alta (industrias, agricultura) afectarán las lagunas ubicadas en el sector más bajo de la misma, o el caudal de las lagunas dependerá de las precipitaciones totales de la cuenca.

Las características geomorfológicas (bajas pendientes, escurrimientos de tipo difuso, baja energía morfogenética, resistencia a la escorrentía vertical) de dicha región la predisponen a alojar excesos hídricos importantes durante los períodos húmedos. Esta situación se agrava por ser una zona agrícola por excelencia y presentar una ocupación con escasa planificación.

La llanura que aloja las lagunas Las Encadenadas es entonces, un escenario de suma fragilidad ante eventos hidrológicos extremos, de déficit o excedentes hídricos. Esto se debe a su incapacidad para evacuar grandes volúmenes de agua.

Una inundación es un desastre detonado por un evento normal o extraordinario que afecta a la sociedad. Es un fenómeno social inducido por un evento físico que posiciona a la sociedad en un sitio altamente vulnerable, el que a su vez aumenta la incapacidad de la población para absorber los efectos de la inundación (Montico, 2002). Teniendo como base todas las características físicas mencionadas, regionales y locales, las lagunas Las Encadenadas sufren importantes variaciones de superficie que acompañan el ritmo de las precipitaciones.

3.2.1. Situación histórica

3.2.1.1. Primera ocupación del espacio

El final del enfriamiento durante el siglo XIX (Pequeña Edad de Hielo) provocó una disminución en las precipitaciones y avance de la sequía que incentivó procesos de erosión eólica y desertización. La movilización de una gran cantidad de arena durante la Edad de Hielo hizo que llegara poca agua a las Encadenadas (González Uriarte, 1993). En 1884 la región de las Encadenadas surge como espacio agrícola debido a la llegada del ferrocarril. Sus primeros pobladores localizados en la zona de Coronel Suárez fueron colonias ruso alemanas. Para 1905 la cantidad de inmigrantes se incrementó, razón por la cual se localizaron donde había tierras disponibles, Adolfo Alsina, Guamní, Puán.

El partido de Adolfo Alsina posee tres fechas de gran significación histórica, ya que son el origen mismo de su existencia. En orden cronológico son: el 23 de abril de 1876, se produce la ocupación por parte del Gobierno Nacional del médano de Carhué; el 21 de enero de 1877, que es la fecha de fundación oficial por parte de Levalle del pueblo Adolfo Alsina (Carhué); y el 28 de julio de 1886 en que se promulga la Ley N° 1827 que dio origen al distrito (Parterrieu, 2005).

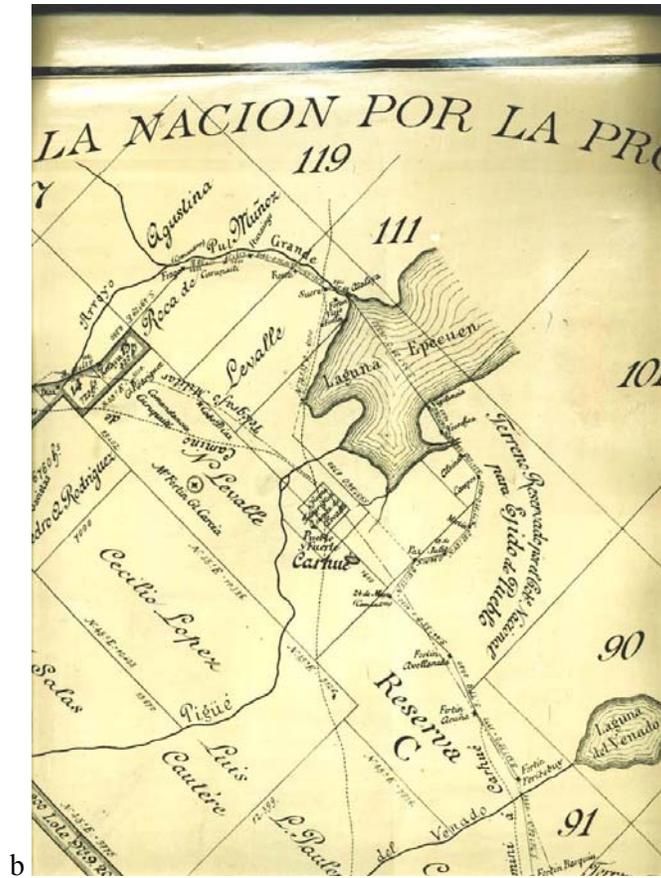
Cuando los colonos llegaron a estas tierras las lagunas estaban reducidas en tamaño por lo que se asentaron en el fondo de las mismas (Fig. 53 a). Se puede observar además en el mapa la gran cantidad de Fortines que se construyeron para esa época

rodeando la laguna y a lo largo del arroyo. En el mapa de Levalle de 1883 (Fig. 53) se observa las tierras reservadas por el Gobierno Nacional para la instalación del pueblo Epecuén. Surgieron así las localidades de Carhué, Guaminí y Epecuén (González, 1993).

Desde la instalación de los primeros colonos españoles la historia de Carhué como la de Epecuén es la historia eterna de la lucha del hombre contra la naturaleza. El destino de los pueblos siempre estuvo ligado a las lluvias o a la falta de ellas. La Villa Epecuén por ejemplo, nace durante años pluviométricos extraordinarios, decayendo cuando llegaron los años secos y desapareció totalmente por grandes lluvias que las obras hidráulicas no tuvieron en cuenta.



Fig. 53. Ocupación efectiva del territorio a- Ocupación por el Gobierno Nacional mediante la construcción de fortines cada 10 m. b- Cartografía de loteo y repartición de las tierras sobre la llanura de inundación de la laguna Epecuén. Fuente: Museo Regional “Dr. Adolfo Alsina”



Continuación Fig. 53.

3.2.1.2. Situación a partir de 1914

Durante las décadas posteriores se registró un aumento de las precipitaciones que tuvo su expresión máxima en 1914-1919, con una precipitación extraordinaria de hasta 1550 mm anual (Ver Cap. III). En esta oportunidad las lagunas alcanzaron altos niveles (Monachesi, 1995), sin consecuencias debido a la escasa población en esa época.

A partir de la década del 20 comienza un nuevo período de sequía que se acentuó en los años siguientes. De 1911 a 1920 se promedió los 780 mm. Sin embargo, desde ese año las precipitaciones decaen a menos de 630 mm, con un mínimo de 309 mm en 1924 (Partarrieu, 2007). El año 1934 fue también uno de los más secos lo cual repercutió en la economía local. En el año 1938 se pierde la cosecha de maíz, fundamental para alimentar el ganado, pues solamente habían llovido 490 mm y las

perspectivas del siguiente no eran mejores (Partarrieu, 2007). El alejamiento del cuerpo de agua hizo que la actividad turística de la región disminuyera. Los turistas que volvían a Buenos Aires recomendaban no ir a la laguna hasta que llueva y se disolviera la capa salina. Los hoteles eran vendidos tras dos temporadas de mucha sequía. La desesperación de los lugareños era tanta que contrataron un Ingeniero (Baigorri) que tenía una maquina que hacía llover (Partarrieu, 2007).

La sequía continuaba y todos los cuerpos de agua estaban reducidos en superficie. En la figura 54 se observa la superficie de las lagunas en la década del 50, 60 y la actualidad, se presenta además la superficie de las mismas en la tabla 9. Se puede ver claramente que durante la década del 50, laguna Epecuén se encontraba alejada de los pueblos y de los cascos de las estancias. Presentaba en esta época solo 4372 ha, lo que hacía un paisaje con una amplia playa y una llanura de inundación poco distinguible. Se aprecia en el mapa que varias estancias estaban ubicadas en el área perteneciente a la laguna (Fig. 54 a).

Laguna Del Monte presentaba en la década del 50 la mayor superficie. Se pueden observar en esta laguna las islas. La mayor de ellas presentaba 900 ha y casi estaba unida con la zona de costa. También en esta laguna se pueden ver como los cascos de estancias también estaban en la zona de inundación. Laguna Alsina junto con La Paraguaya eran las de menor área. La primera se encontraba casi dividida en dos lagunas. Entre la costa Norte y la Sur había menos de 100 m en algunos tramos. Laguna Cochicó es la que experimentó los menores cambios en su superficie (Tabla 9) y en su forma.

Ante esta sequía Ameghino y otros estudiosos habían advertido la necesidad de resolver el problema de las grandes sequías mediante una sistematización hídrica que permitiese retener en la región volúmenes de aguas excedentes en los períodos húmedos. Se procedió en esta época a la canalización del arroyo Sauce Corto, incorporando su caudal al sistema (Balazote, 1997). Con su aporte las lagunas, hasta ahora separadas, quedaron encadenadas, pasando las aguas de unas a otras, saltando de cotas superiores a inferiores hasta llegar a la última de ellas, Epecuén.

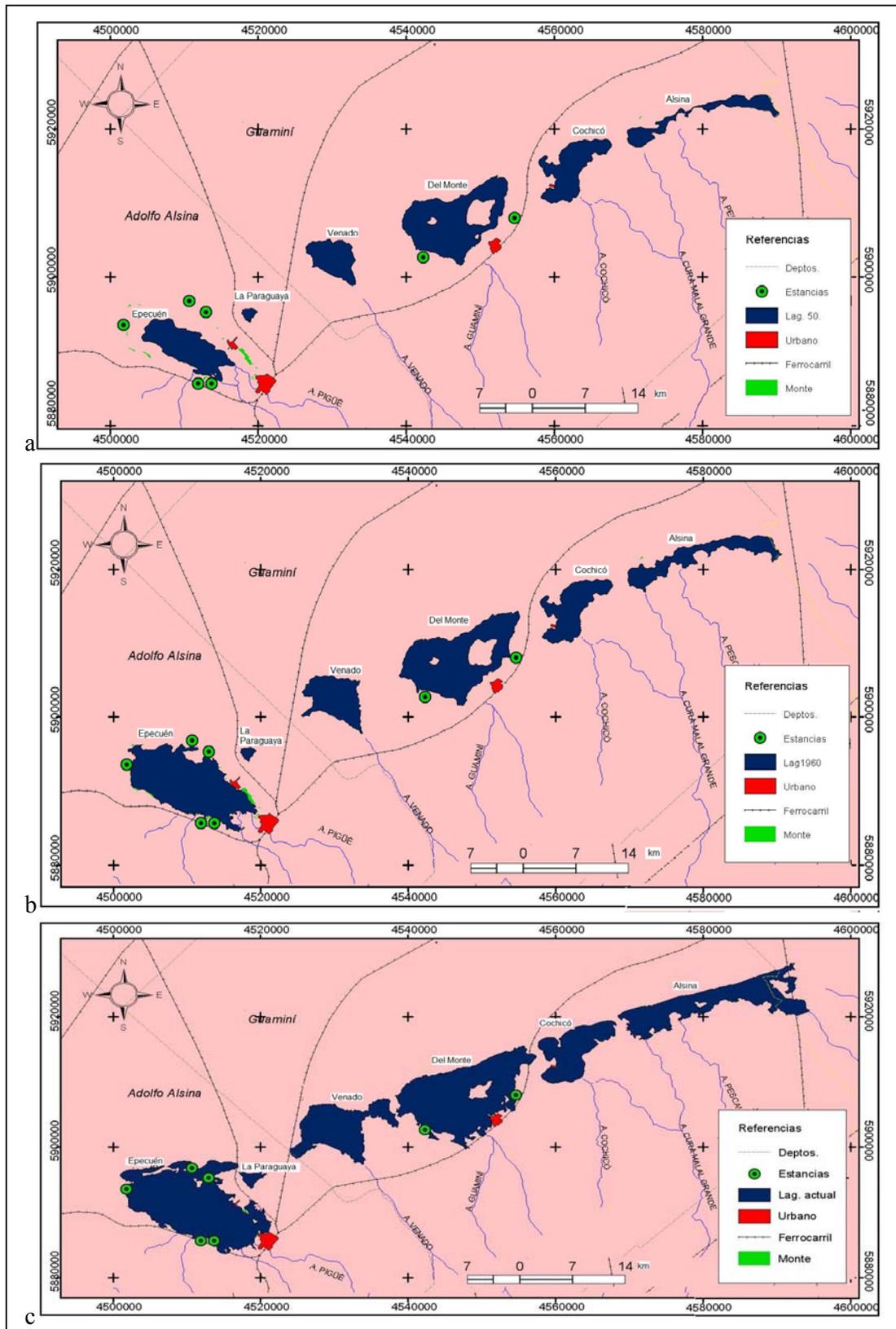


Fig. 54. Evolución de las superficies de las lagunas Las Encadenadas; a-Década 50; b- Década 60; c- Actual, basado en cartografía de IGM y mapas históricos de la zona cedidos por el Museo de Adolfo Alsina. Fuente: Elaboración propia.

Este período se extendió hasta 1960. A partir de aquí comienza un aumento paulatino de las precipitaciones, constituyendo un nuevo período húmedo que se prolongó hasta la actualidad. Las lagunas comenzaron a extenderse. Las que registraron los mayores cambios en superficie (Tabla 8) fueron las dos más extensas Del Monte y Epecuén posiblemente por su forma de “plato” en especial la segunda.

	Superficie en ha		
	Década 50	Fines 60	2007
Epecuén	4372	10073	15106
Venado	2501	3649	6563
Del Monte	7918	9198	13602
Cochicó	3717	3720	4897
Alsina	2402	3671	8257

Tabla 8. Superficie en hectáreas de las lagunas en la década del 50, fines del 60 y en la actualidad, 2007.

A partir de 1978/79 las cotas de las lagunas sufren un aumento importante (Figs. 55 a 57). Se observa que las lagunas Cochicó, Alsina y Venado son las que se comportan de forma similar (Fig. 57).

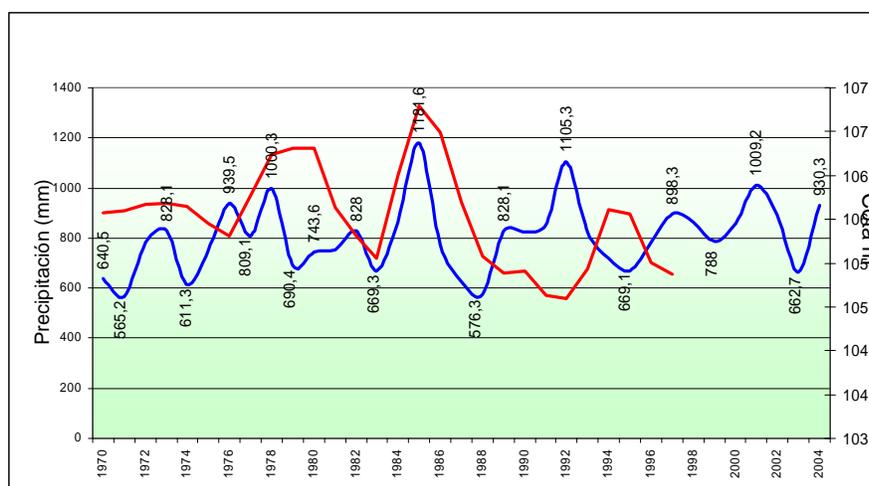


Fig. 55. Evolución de las cotas de la laguna Epecuén y la precipitación en el período 1970- 2004.

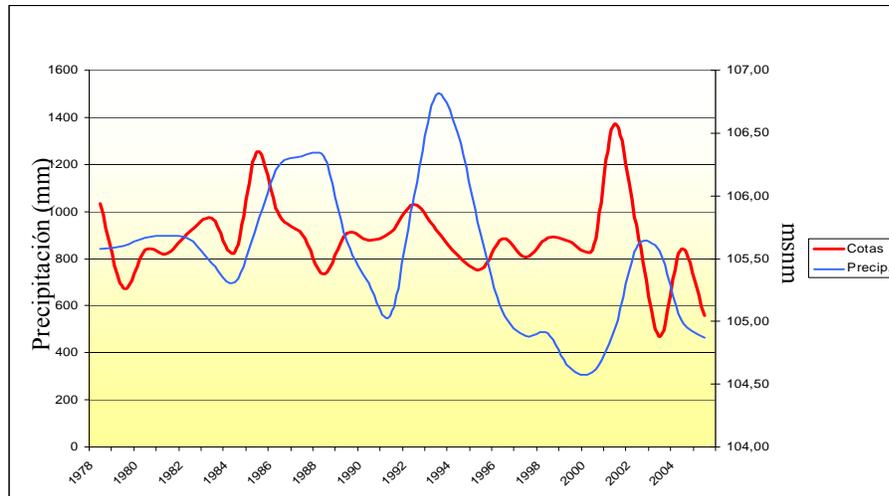


Fig. 56. Evolución de las cotas laguna Del Monte y las precipitaciones en el período 1978-2006.

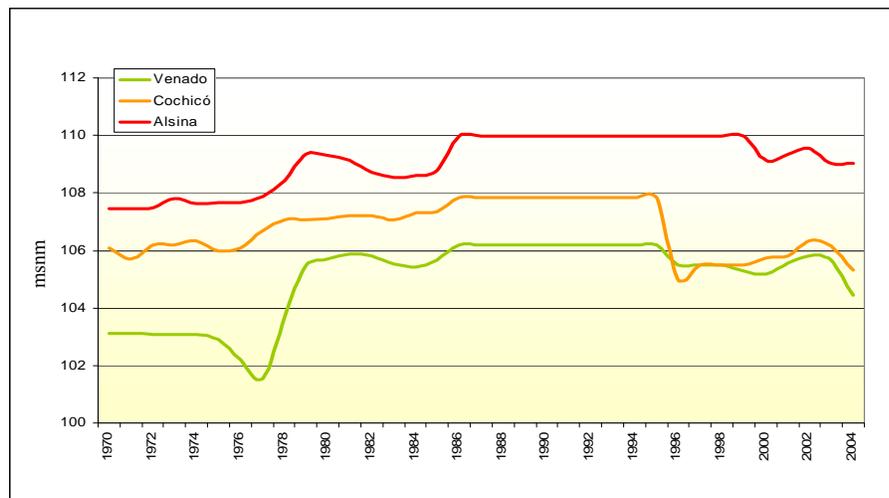


Fig. 57. Evolución de las cotas laguna Cochicó, Alsina y Venado en el período 1970-2006.

Esta alternancia entre los períodos secos y húmedos llevó a una serie de intervenciones en el área para hacer frente a una u otra situación. Durante el período seco (1920-1979), en que las lagunas se hallaban reducidas en superficie se procede a la canalización del arroyo Sauce Corto (Fig. 58). El caudal que nace en las sierras fue incorporado a la cuenca Las Encadenadas, uniendo las lagunas que hasta ese momento se encontraban separadas.

Durante el ciclo seco estas compuertas permitieron la recuperación de los niveles de las lagunas, en especial de laguna Del Monte que sufrió una gran concentración salina (Monachesi, 1995). En este período además, la laguna Venado se encontraba reducida, el gobierno provincial subdividió las tierras y las entregó a

productores que, más tarde, se vieron afectados por el traspaso de agua a través de dichas compuertas.

En la década del 70 se hablaba de las “lagunas Guaminí”, haciendo alusión a las lagunas Alsina, Cochicó y Del Monte que, en 1978, comienzan a estar interconectadas con la laguna de Epecuén del partido vecino. En este año se construyen una serie de compuertas para regular el paso de agua de una laguna a la otra (Fig. 59). Es entonces cuando se comienza a hablar de lagunas Las Encadenadas (Monachesi, 1995). En 1979 se construye el canal colector Florentino Ameghino (Fig. 60). La función de este canal fue aportar aguas en épocas de sequía, pero fue finalizado en época húmeda (Monachesi, 1995). Los sucesivos anegamientos, llevaron a construir un “tapón” en el canal Ameghino, a la altura del arroyo Huascar (Fig. 58) que fue destruido varias veces por la torrencialidad de los caudales.

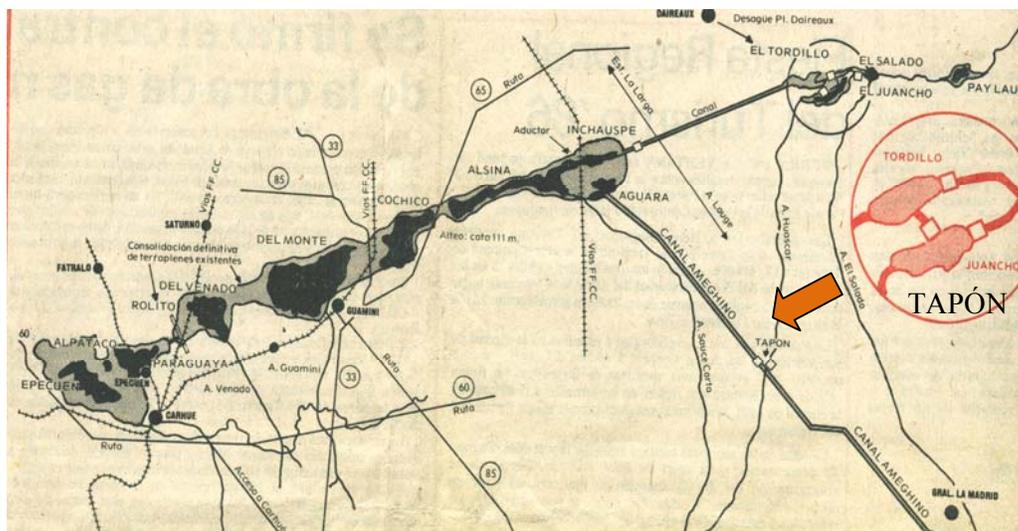


Fig. 58. Obras realizadas a través de los años por los diferentes gobiernos. Fuente: La Nueva Provincia 1997.

En pocos años se pasó de falta de agua a un exceso que provocó severos efectos ambientales, sociales y económicos. Pero ello se debió no sólo al cambio del régimen de lluvias sino a la ausencia de previsión de los organismos responsables. Desde 1980 a 1985 no se realizó ninguna obra de regulación del caudal del canal Ameghino (Balazote, 1997). La presencia del ciclo húmedo provocó severas inundaciones en toda la provincia con 4500000 ha anegadas (Balazote, 1997) y principalmente en la cuenca las Encadenadas.

En los años 80 se construyeron terraplenes que impidieron que las aguas penetraran en los cascos urbanos de Carhué y Guaminí (Fig. 61). En estos años en las dos localidades se observaba que las paredes comenzaban a quebrarse, cimientos de viviendas en peligro y salitre en las paredes, entre otros efectos, y fue en 1985 cuando queda bajo agua la villa turística Epecuén. El área total perdida fue de 21875 ha, 268 ha de montes, 6610 m de caminos pavimentados y 9478 m de camino de tierra. Parte de la localidad de Carhué quedó bajo el agua como el cementerio y los caminos que la comunicaban con Epecuén (Fig. 62).



Fig. 59. Compuerta laguna Venado- Del Monte.



Fig. 60. Canal Aliviador. Fuente Museo Regional “Dr. Adolfo Alsina”.



Fig. 61. Terraplén en la localidad de Guaminí.



a



b



c

Fig. 62. Cristo ubicado en la localidad de Carhué a- Época de sequía, b- Comienzo del ciclo húmedo y c- época de inundación.

3.2.2. *El caso de Villa Epecuén*

Las aguas de la laguna eran consideradas curativas por los indígenas (araucanos) desde tiempos remotos. Luego de la conquista (1879) se instaló Carhué, “lugar verde”, según el lenguaje indígena. Los estudios de agua realizados que se sucedieron al de 1886 confirmaron las propiedades de las mismas y a partir de esta fecha se comenzaron a difundir como aguas curativas.

En 1899 el FFCC dará un gran impulso a la región asentándose el ferrocarril Sud; en 1903 el Oeste con parada en Carhué y en Epecuén a 2 km de la laguna y en 1911 Midland, desde Estación de Puente Alsina hasta Carhué. En 1909 el Ministerio de Obras Públicas de la provincia de Buenos Aires le da respaldo científico-médico a sus aguas.

Arturo Vatteone, legislador de actuación pública provincial, fundó el balneario “Mar de Epecuén”. La Sociedad Anónima Minas Epecuén junto a la S.A. Balneario y Termas Mar de Epecuén de Arturo Vatteone fueron uno de los pioneros en la difusión. En 1922 se produce el primer loteo de tierras para la conformación de un pueblo. En estos tiempos la laguna tenía un tamaño pequeño (Figs. 63 a y b), 4372 ha, por lo que el loteo e instalación de las primeras estancias y poblado se realizó en el fondo de la laguna (Fig. 63). Estas tierras pertenecían hasta entonces a la Sociedad Mar de Epecuén de la cual Vatteone era presidente. Este último construyó un fortín Museo para los turistas. Así para 1929 quedó constituida la villa turística a unos 5 km de Carhué. Para 1930 “Mar de Epecuén” o “Epecuén Ville” contaba con todos los servicios, escuela, iglesia y una gran cantidad de hoteles de nivel internacional (Figs. 64 y 65).

Durante la década del 50 y 60 la villa turística se afianzó (Figs. 66 y 67). Las lagunas comenzaban a recuperar su nivel por el aporte de agua proveniente del canal Ameghino. En la década del 70 las “Lagunas Guaminí” (Alsina, Cochicó del Monte y Venado) quedan conectadas con laguna Epecuén, aumentando su superficie de manera considerable en los años siguientes. Las inversiones públicas y privadas en infraestructura y vivienda siguieron sin atender los niveles de riesgo y vulnerabilidad del área (Gurevich, 1995). Las construcciones no tuvieron en cuenta las cotas que podría alcanzar la laguna. Para los años 80 la villa contaba con 5000 plazas hoteleras y más de 250 establecimientos dedicados exclusivamente al turismo.

La instalación de un ciclo húmedo sumado a las inadecuadas obras hidráulicas llevadas a cabo, modificaron el equilibrio hídrico de la región. Esto provocó en un primer momento el acercamiento del manto de agua a las localidades de Carhué y Epecuén. Se construyeron terraplenes para proteger dichas localidades (Fig. 68). En esos tiempos comenzaban a ceder los cimientos.

El acrecentamiento de la superficie de agua de las lagunas generó un aumento de la evaporación que redundó en la acentuación de la precipitación y humedad (Panozzo, 2004). La presión de las aguas hizo que el 10 de noviembre de 1985 el terraplén Rolito, que conectaba las lagunas del partido de Guaminí con Epecuén, cediera (Figs. 69 y 70).

Las aguas ingresaron a la Villa Epecuén. Los habitantes de la Villa comenzaron la evacuación (Fig. 71a) al cabo de los primeros días el agua tapó las casas (Fig. 71b). Durante los primeros años de la década del 90, a causa de un nuevo período de inundación, las aguas se elevaron unos 7 m por encima del nivel de los 80, cubriendo por completo la villa turística (Figs. 71c, d), el éxodo fue total. Actualmente no hay habitantes en la villa y sólo se observan sus ruinas (Figs. 71e y f). En la figura 72 se puede observar la localización de la villa y la laguna en los diferentes períodos y como el casco urbano pasó a ser ocupado por el agua.

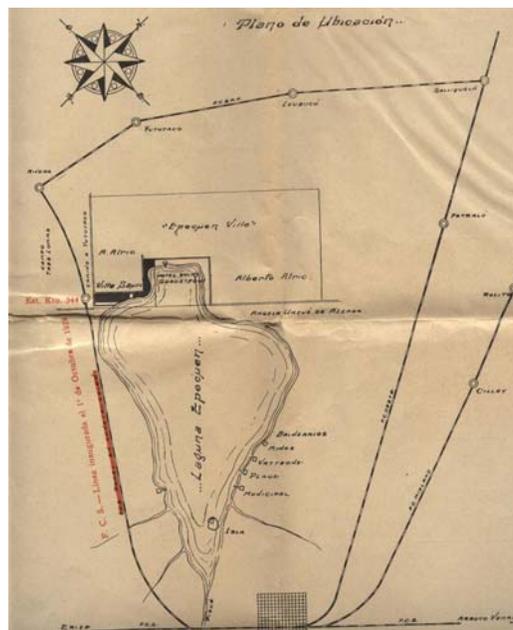


Fig. 63. a- Plano de la laguna Epecuén y la ubicación de la Villa Epecuén en 1930. Fuente: Museo Regional Dr. Adolfo Alsina.

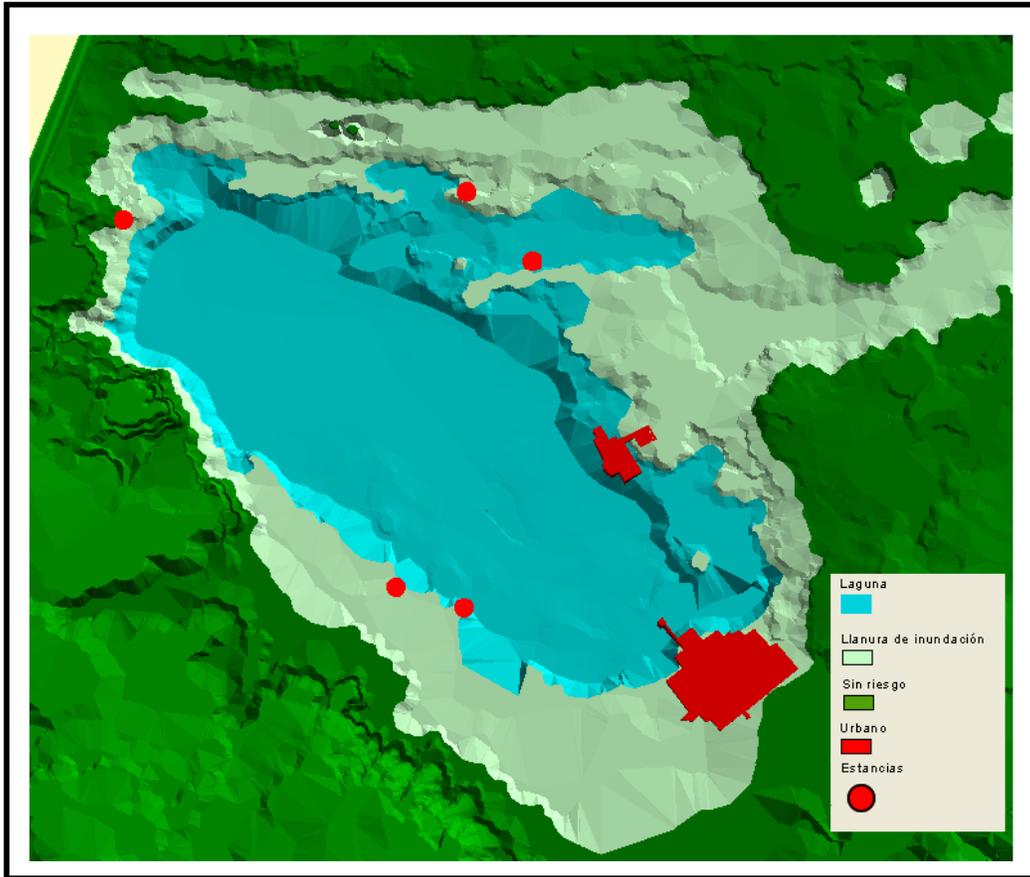


Fig. 63 b- Vista 3D de la laguna Epecuén con asentamientos urbanos y estancias. Fuente: Elaboración propia a partir del Modelo Digital de Elevación.

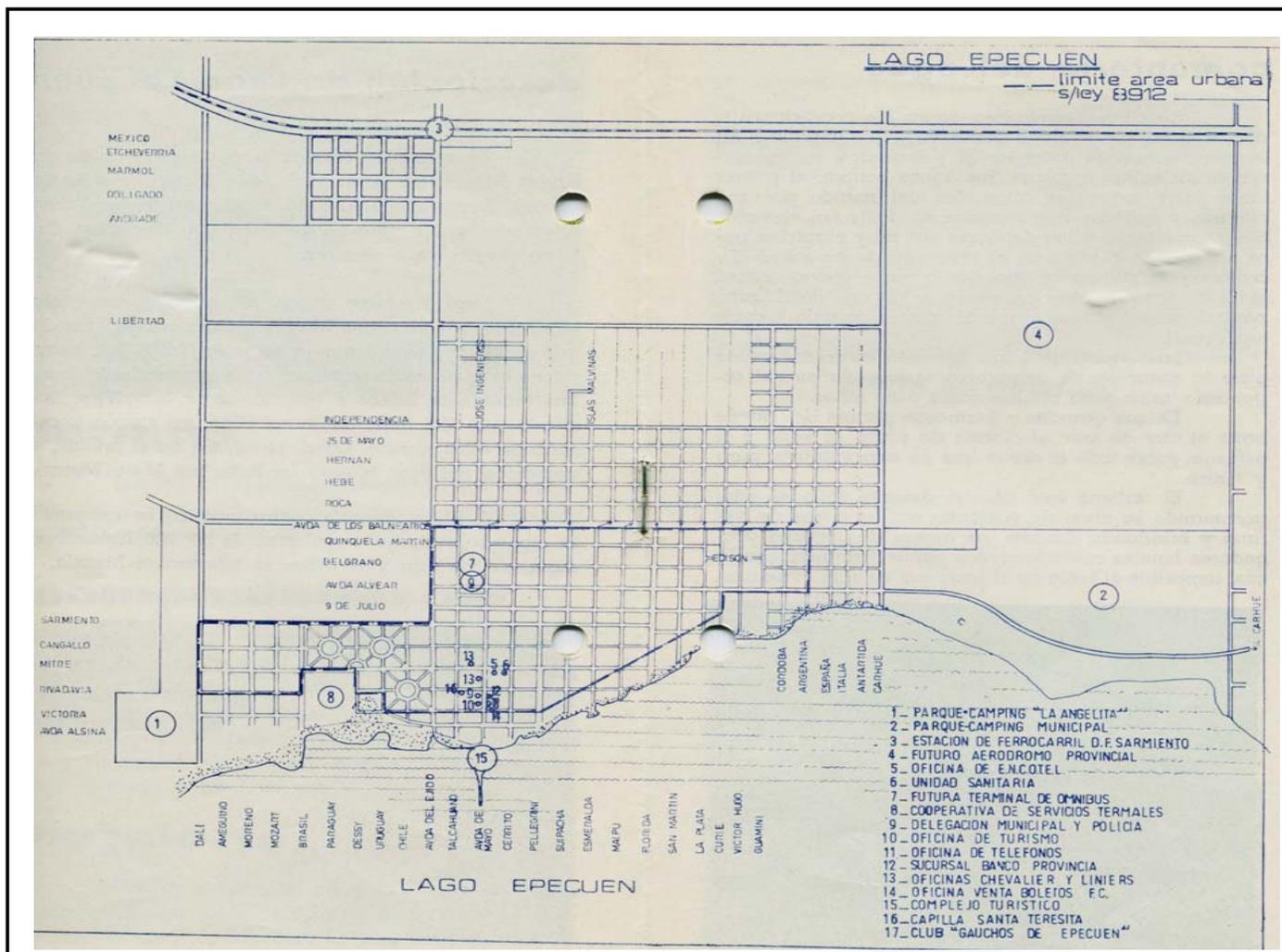


Fig. 64. Plano de la Villa Epecuén en el que se observa el amanzanamiento y los proyectos futuros. Fuente: Museo Regional Dr. Adolfo Alsina.



Fig. 65. Balneario municipal de Villa Epecuén 1930 Fuente: Museo Regional Dr. Adolfo Alsina.



Fig. 66. Vista aérea de Villa Epecuén 1950 Fuente: Museo Regional Dr. Adolfo Alsina.



Fig. 67. Balneario Villa Epecuén 1970 Fuente: Museo Regional Dr. Adolfo Alsina.



Fig. 68. Vista aérea del terraplén construido para proteger Villa Epecuén 1978. Fuente: Museo Regional Dr. Adolfo Alsina.



Fig. 69. Rotura de terraplén Rolito 1985. Fuente: Museo Regional Dr. Adolfo Alsina.



Fig. 70. Paso de Agua de laguna Venado a laguna Epecuén. Fuente: Museo Regional Dr. Adolfo Alsina.



Fig. 71. Villa Epecuén a- Primer día de evacuación b- Días subsiguientes c- d niveles máximos alcanzados e y f- . vista actual de la Villa Epecuén. Fuente: a, b, c y d- Museo Regional Dr. Adolfo Alsina.

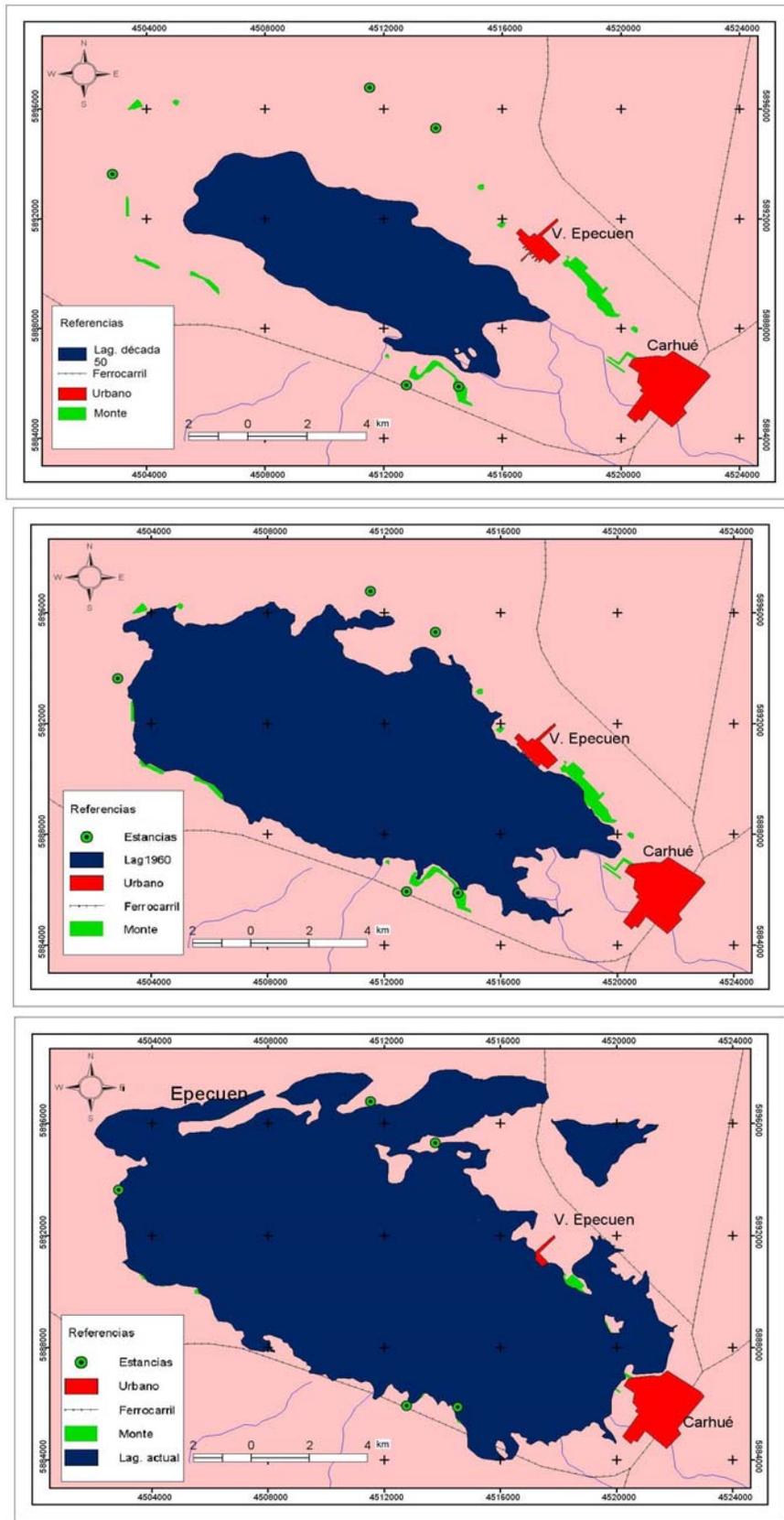


Fig. 72. Localización de la Villa Turística Epecuén y Carhué en los distintos períodos, en los que se observa como el agua llega hasta la Villa y después la cubre totalmente. Fuente: Elaboración propia.

Además de la pérdida total del casco urbano de la villa, quedaron bajo las aguas lugares históricos y de interés turístico y económico como:

- Complejo Turístico Municipal; con piletas, parques y espigón.
- Matadero Municipal de Carhué (Fig. 73).
- Castillo de Epecuén (Fig. 74): antigua construcción a imitación de los castillos medievales, emplazado a pocos metros del camino Carhué y Epecuén.
- Parque camping “La Angelita” a 1000 m del centro de Epecuén.
- Parque Camping “Insua” y Narbaitz, mitad de camino entre Epecuén y Carhué.
- Fábrica de Sulfato de sodio Tres Lagunas (Fig. 75).



Fig. 73. Matadero Municipal Carhué a- Vista aérea b – Entrada al matadero. Fuente: Museo Regional Dr. Adolfo Alsina.



a



b

Fig. 74. Castillo de Epecuén: Chalet de veraneo de origen francés mandado a construir por la condesa Ernestina María Allaire a-antes inundación b- después de la inundación. Fuente: Museo Regional Dr. Adolfo Alsina.



Fig. 75. Fábrica de Sulfato de Sodio Tres Lagunas antes de la primera crecida de la laguna. Fuente: Museo Regional Dr. Adolfo Alsina.

Los desastres ocurridos en Villa Epecuén debido a los cambios físicos y a la inadecuada intervención del hombre tienen, según lo expresado hasta aquí, origen histórico. La ocupación del espacio para la formación del casco urbano no planificada ni controlada se hizo en zonas vulnerables con alto peligro de inundación, sin tener en cuenta que era una época de extrema sequía.

Natenzon (1993) en su análisis sobre las inundaciones en el Noreste argentino señala con acierto características recurrentes en situación de inundación, las cuales son:

- La inundación es tratada como un evento de orden natural.
- El tratamiento del problema es coyuntural.
- Los medios de comunicación realizan tratamiento sensacionalistas.
- El inundado se constituye en objeto asistencial.
- Las autoridades plantean la realización de la “obra dura” como única respuesta a mediano y largo plazo.
- Financiamiento en cascada.

Todas estas situaciones se observaron en la inundación de las Encadenadas, en especial de Villa Epecuén. Sin embargo, se puede agregar otra situación que se da en la mayoría de los casos de inundación que es la aparición de conflictos entre espacios políticos diferentes que conforman una misma cuenca. En las lagunas las Encadenadas hubo una serie de conflictos importantes y de todo tipo, algunos de los cuales fueron:

- En noviembre de 1985 se presenta el conflicto entre Adolfo Alsina y Guaminí, se destaca la apertura de la compuerta Rolito que descargaba el agua de laguna Venado a Epecuén.
- Demandas judiciales: En marzo de 1995 existían 350 juicios contra la provincia de hoteleros de Epecuén y productores por el mal manejo de las aguas.
- A fines del mismo año aparece un conflicto entre el partido de Lamadrid, por la decisión de poner un tapón en el cruce del canal Ameghino con el canal Huascar.

- En 1986 los intendentes de la cuenca de las Encadenadas acusan de burócratas al gobierno provincial.
- En 1986 se detectaron agresiones al gobernador de la provincia cuando fue a la zona. Una comisión de vecinos no fue reconocida por la provincia y se desconocieron sus aportes. Un asesor provincial declaraba que “los vecinos no tienen capacidad para deliberar sobre el tema”. El manejo del agua es provincial (Gurevich, 1995).
- Las localidades de Monte Saladillo y General Belgrano plantearon a la gobernación, a través de sus intendentes, la necesidad de privilegiar las obras en esa parte de la cuenca del Salado y no la de la cuenca Las Encadenadas. El planteo de la canalización del río evidenciaba el temor de convertirse en depositario de los excedentes producidos en las Encadenadas.
- En 1986 tiene lugar una muestra de repudio a las acciones de gobierno que incluyó el cese total de actividades industriales y comerciales, apagones de vidrieras y cierre de tranqueras en los campos.

El diseño de políticas y líneas de acción se vería favorecido si se tuviera en cuenta una perspectiva sociohistórica de los desastres. Al desnaturalizar el problema y quitar su grado de fatalidad o caracterización como hecho anómalo, se habilita la posibilidad de plantear adecuadamente el problema (Gurevich, 1995). En este sentido se señala que los fenómenos naturales son previsibles y, por lo tanto, sus daños no son fatalmente inevitables (Rodríguez, 1990).

Tomar los hechos como naturales, hacer intervenciones en el espacio sin considerar su equilibrio natural, desatender los procesos históricos elimina la posibilidad real de prevenir los riesgos. En este sentido y ante futuras intervenciones espaciales, se plantean condiciones a tener en cuenta:

- a) La Cuenca de las Encadenadas es un sistema sensible ante la presencia de excedentes hídricos.
- b) Está sujeta a la alternancia de períodos secos y húmedos lo cual provoca que las lagunas reduzcan o aumenten su superficie.

- c) El tratamiento de los problemas ocasionados por lo presentado en el punto anterior debe hacerse de forma integral según la división de las cuencas presentada en el Capítulo II.
- d) Las localidades de Carhué y Guaminí están asentadas en zonas de riesgo de inundación.
- e) Cualquier intervención en el espacio requiere la necesidad de una revisión de hechos históricos para prevenir riesgos. El desconocimiento de estos procesos pueden provocar intervenciones espaciales inadecuadas y disfuncionalidad entre el sistema natural y social.
- f) Se presenta un mapa de peligro de inundación, a tener en cuenta para futuras intervenciones en el área de la Encadenadas (Fig. 76).

Los mapas de riesgo ofrecen un documento operativo, complemento de los planes de acciones para casos de catástrofes (Carpio, 2005). Las consideraciones públicas sobre las inundaciones señalan que los eventos catastróficos provienen de un orden natural dado, que escapan a cualquier intervención humana (Natenzon, 2008). Enfocar el problema de esta manera supone la imposibilidad de resolverlo. En realidad estas situaciones no son extraordinarias, sino el producto de un sistema dinámico que presenta variaciones en el tiempo. A esta dinámica debe agregarse los cambios por el uso social producidos en el sistema hídrico de Las Encadenadas del Oeste.

En las Encadenadas los decisores públicos consideran a las inundaciones como catastróficas sólo cuando están desencadenadas y no como el emergente de una situación socioeconómica dada. Es sabido que no se puede evitar las crecidas de ríos y lagunas durante los períodos húmedos, pero sus consecuencias se pueden disminuir con la prevención y la intervención social anticipada. Estos dos últimos objetivos son los que dieron lugar a presentar el mapa de peligro de inundación por crecidas de lagunas (Fig. 76) durante períodos húmedos. Este se construyó teniendo como base las experiencias anteriores históricas, con lo cual se revisaron no solamente el desastre ocurrido en Villa Epecuén sino además las pérdidas ocurridas en toda la región. Se observó en esta etapa que los pobladores de toda la región, pero especialmente de Carhué, tienen conocimientos de la vulnerabilidad de su localidad, no sólo por el posible avance las aguas sino también por decisiones políticas ajenas al partido.

Se observa en la figura 76 que la zona de alto peligro se encuentra próxima a las lagunas considerando la zona que ocupa la cota de 105 m. La mayor parte de las ciudades de Carhué y Guaminí se localizan dentro de esta zona de alto riesgo por lo que cualquier decisión que se tomara sobre el sistema hídrico en la cuenca afectará directamente a las dos localidades. También para cualquier emplazamiento futuro se debería tener en cuenta dicha cota.

La zona de peligro medio está delimitada por la cota de 115 m. Si bien es difícil que el agua de la laguna alcance dicha cota se consideró, que durante los períodos húmedos, al crecer el cuerpo de agua, los niveles freáticos ascienden quedando el suelo saturado e ingresando agua desde abajo. Esto ocurrió en toda la región durante las inundaciones de la década del 80, como también las ocurridas en el 90.

Por último, la zona de bajo peligro se consideró hasta la cota 120 m. Estas zonas se vieron también anegadas en los períodos de inundación. Además, en esta cota los arroyos comienzan a alcanzar su nivel de base, razón por la cual divagan y desbordan en esta zona durante períodos húmedos.

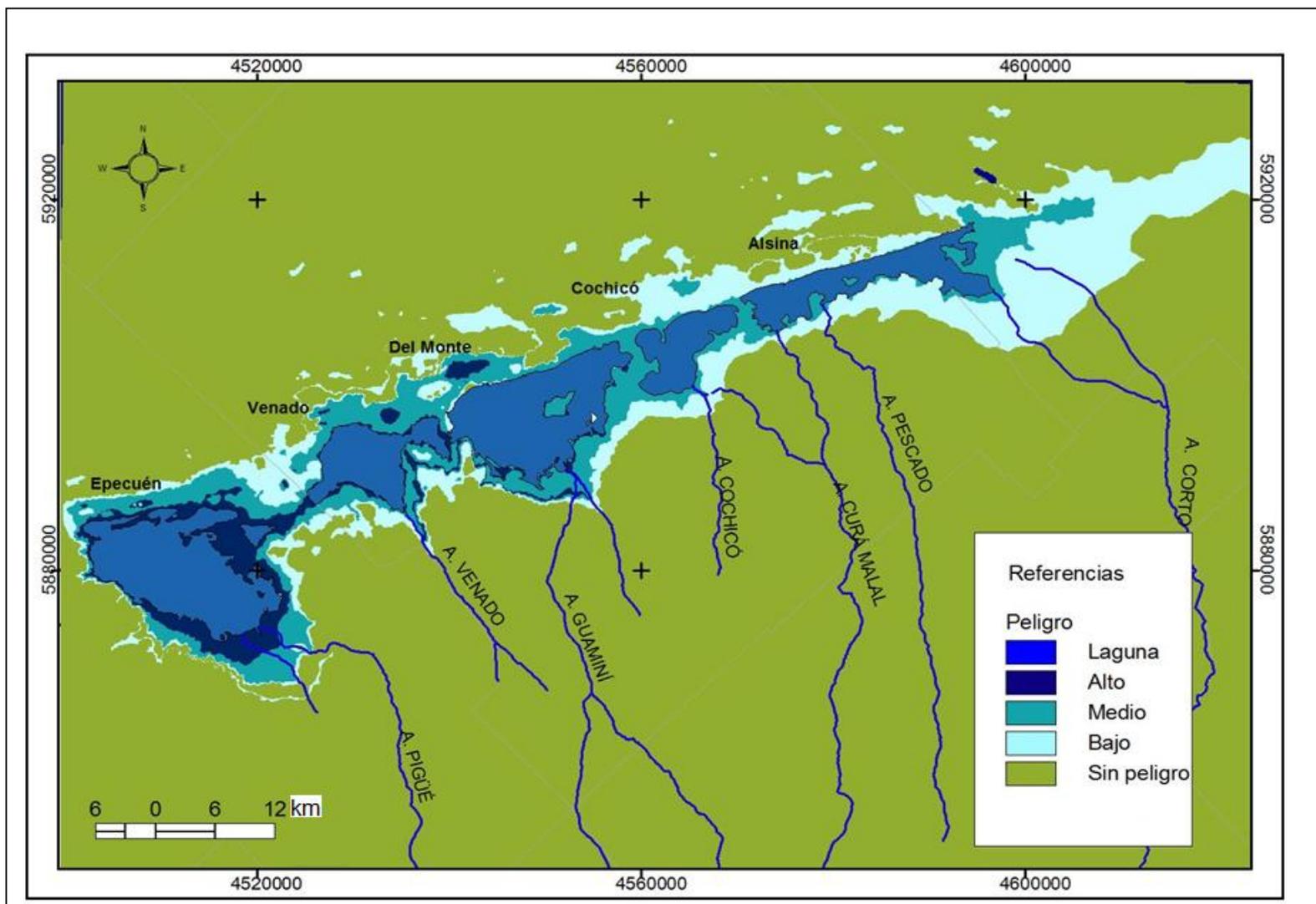


Fig. 76. Mapa de peligro de inundación basado en la geomorfología, topografía y cotas históricas. Fuente: Elaboración propia.

CAPITULO V

HIDROGRAFÍA DE LAS AGUAS SUPERFICIALES

1. INTRODUCCION

Cuando el hombre se enfrenta ante un fenómeno que necesita conocer y controlar, como puede ser en el orden ambiental la eutrofización de lagos, la contaminación atmosférica, la erosión del suelo o los incendios forestales, lo primero que precisa es el establecimiento de bases y criterios para diagnosticar y cuantificar el fenómeno, así como para evaluar la vulnerabilidad de los ecosistemas ante el mismo. Esto permitirá evaluar la magnitud del proceso y el riesgo de que alcancen ciertos valores o niveles, clasificar los ecosistemas afectados en función del aspecto estudiado (Casas, s/f).

El Sistema de Lagunas Encadenadas del Oeste está expuesto a una intensa actividad antropogénica de origen agrícola, ganadero e industrial, mostrando problemáticas ambientales diferentes en distintos sectores de su extensión. El impacto ocasionado sobre este ecosistema acuático producto del uso intensivo del suelo puede ser muy amplio, desde enriquecimiento con materia orgánica y nutrientes hasta contaminación con desechos industriales y domésticos (Quirós, 2000; Quirós *et al.*, 2002a, b; Licursi y Gómez, 2003).

La incorporación de sustancias o energía en el ambiente provoca cambios ecológicos apreciables sobre la composición y estructura de la biota. La contaminación de las aguas continentales plantea graves problemas, tanto por la insuficiencia de los recursos de agua como de la degradación de la calidad de vida en este medio natural fundamental. Esto se traduce en profundas modificaciones de la flora y fauna acuática y en una serie de trastornos de diversa índole.

Por escurrimiento superficial, subterráneo o por el vertido directo, distintos productos nocivos para la biota acuática y el hombre pueden terminar en un cuerpo de agua, especialmente en aquellos que presentan en sus tierras aledañas asentamientos urbanos e industriales y tierras destinadas a la agricultura y ganadería. Los desagües

industriales y municipales contienen altos niveles de materia orgánica, nutrientes y surfactantes. Además, en los desechos industriales pueden encontrarse muy diversas cantidades de metales pesados.

Los fertilizantes sintéticos, los herbicidas y productos organoclorados como los insecticidas usados en la producción agrícola también pueden derivar en un cuerpo de agua. Estos compuestos, al igual que los surfactantes, son principalmente ricos en nitrógeno y fósforo (De Lorenzo *et al.*, 2001; O' Farrell *et al.*, 2002). El vertido de estos productos en el agua ocasiona grandes cambios en la composición y estructura de las comunidades acuáticas, siendo los cambios más drásticos la disminución de la diversidad de especies y el desequilibrio de sus abundancias relativas (Guinder, 2004). Esto se debe a que pocas especies se vuelven tolerantes a la nueva situación más extrema mientras que las especies sensibles desaparecen o bien disminuyen marcadamente su densidad, dominando de esta forma unas pocas especies resistentes (Issa y Ismael, 1994; Havens *et al.*, 1999; Koning y Roos, 1999; Mosisch *et al.*, 1999; Chiang *et al.*, 2000; Wolfe *et al.*, 2001; Zincke, 2004). Frente a esta situación se hace imprescindible implementar un sistema de monitoreo de la calidad del agua mediante el cual se obtenga información a intervalos regulares que permitan establecer tendencias y detectar patrones espaciales y temporales de las componentes físicoquímicas y biológicas del agua.

Las algas, organismos autotróficos y eslabones primarios de las cadenas tróficas de los ecosistemas acuáticos, constituyen un indicador biológico de la calidad del agua. El análisis de la estructura, composición y dinámica de las comunidades fitoplanctónicas provee una herramienta de alto valor indicativo del grado de perturbación del sistema (Guinder, 2004). El estudio de las microalgas permite describir el estado trófico y estimar las condiciones físicoquímicas del ambiente en el que habitan; el uso de las mismas en la evaluación de la calidad del agua se sustenta en las siguientes ventajas:

- son organismos autótrofos; reflejan las condiciones físicoquímicas del ambiente con mayor precisión que los heterótrofos;
- su muestreo es rápido y fácil

- presentan ciclos de vida cortos por lo que reaccionan con celeridad a las perturbaciones ambientales;
- son sensibles a los cambios en la calidad del agua.

La calidad de las aguas superficiales, especialmente de lagos y embalses se ve afectada frecuentemente por el fenómeno de eutrofización. Este último ha recibido varias definiciones. Etimológicamente, deriva de dos palabras griegas eu (bueno) y trophos (alimento), de allí que eutrófico podría ser traducido como “bien alimentado”. Según la definición adoptada por la OCDE (Organización de Cooperación Económica y Desarrollo), es un enriquecimiento de las aguas en sustancia nutritivas que conduce, generalmente, a modificaciones sintomáticas tales como aumento de la producción de algas y otras plantas acuáticas, degradación de la pesca y deterioro de la calidad del agua, así como de todos sus usos en general (CHD, 2004). El estado trófico de los cuerpos de agua es entonces un concepto fundamental en la ordenación de los mismos.

El proceso de eutrofización se debe a una elevación de los niveles de nutrientes -sustancias o elementos nutritivos, principalmente P (fósforo) y N (nitrógeno) que rebasa el umbral limitante de la producción primaria y, consecuentemente, se inutilizan los mecanismos de control del sistema. Este incremento de la concentración de nutrientes se suele deber a un aumento de los aportes alóctonos (no generados en el propio embalse). También pueden incidir sobre el grado de eutrofia un cambio en las condiciones abióticas del sistema (luz, régimen térmico, tiempo de renovación del agua, cambios en la profundidad, etc.) o en las comunidades biológicas (CHD, 2004).

Según los niveles de nutrientes y materia orgánica, un cuerpo de agua puede clasificarse en oligotrófico, mesotrófico o eutrófico, presentando el último mayores concentraciones. El origen de la materia orgánica es principalmente antrópico; existe naturalmente el proceso de eutrofización pero es más lento y casi imperceptible.

En un sistema oligotrófico la diversidad de especies es alta y la distribución de las abundancias entre ellas es equitativa. Se caracteriza por aguas claras, la penetración de la luz es alta, el crecimiento de las algas es lento. Los animales y plantas que viven en estos sistemas son característicos de aguas bien oxigenadas.

Por el contrario, cuando el cuerpo de agua está eutrofizado, disminuye la riqueza específica porque proliferan las especies tolerantes a la contaminación aumentando su

densidad y dominando sobre aquellas especies sensibles, poco resistentes, que desaparecen o bien persisten en muy bajo número (Salusso y Moraña, 2002). Otras características del estado eutrófico son: alta productividad fitoplanctónica (altos niveles de clorofila a y biomasa), elevado número de células por mililitro, reproducción activa de las algas tolerantes. Debido a este crecimiento excesivo de algas, el agua se enturbia. Las algas y otros organismos cuando mueren, son descompuestos por actividad bacteriana con lo cual se consume el oxígeno. En algunos casos se producirán putrefacciones anaeróbicas las aguas se volverán de mala calidad para uso humano.

Por lo general, el fitoplancton de un cuerpo de agua con problemas de eutrofización presenta alto número de cianobacterias y es muy común también la ocurrencia de “blooms”, que es el crecimiento masivo de una o varias especies microalgales. Durante la proliferación masiva de algas en la superficie se produce sobreesaturación de oxígeno que se pierde a la atmósfera. Una fracción del nitrógeno también se evacúa hacia la atmósfera, mientras que el carbono orgánico y el fósforo se acumulan en el sedimento. Además, aumenta la turbidez del agua por menor penetración de la luz, disminuye el límite de la capa eufótica y se generan condiciones anaeróbicas en las zonas más profundas (Margalef, 1983). La producción de mucho fitoplancton acarrea problemas de muy diversa índole tales como:

- Se considera indeseable desde el punto de vista estético y turístico, especialmente si va acompañado del desarrollo de macrófitos y madejas de algas filamentosas en las orillas. Es evidente que un cuerpo de agua poco transparente pierde el atractivo como balneario y disminuye las prácticas de deportes acuáticos y la pesca.
- El desarrollo de altas densidades de algas tóxicas puede provocar mortandad de peces y otros integrantes de las cadenas tróficas y poner en riesgo la salud humana.
- Aunque las algas no sean tóxicas, su presencia en altas densidades puede provocar la escasez de oxígeno a niveles más profundos y provocar así ambientes anóxicos letales para la biota acuática provocando olores desagradables.
- El desequilibrio del ecosistema y la alteración de la composición química convierten al medio acuático en inadecuado para uso recreativo y de otro tipo.

Son escasos los conocimientos que se tienen sobre la ficoflora del Sistema de Lagunas Encadenadas del Oeste Bonaerense (Guarrera *et al.*, 1972) y de su relación con el estado trófico y la calidad del agua (Quirós, 2000; Quirós *et al.*, 2002a; b). La llanura pampeana es la zona agrícola ganadera por excelencia del país y en ella se asientan los mayores conglomerados humanos, por lo que las redes hídricas sufren alteraciones ambientales. Pese a que dentro de la biota de estos ecosistemas el fitoplancton alcanza un buen desarrollo que lo hace viable para su empleo en biomonitoreo, las referencias que relacionan las algas con la contaminación son exiguas (Gómez *et al.*, 2003).

En el presente capítulo se estudió el fitoplancton de las lagunas y los arroyos. Se estudió además las condiciones físico-químicas de las aguas, con el objetivo de lograr una clasificación eutrófica de los ambientes acuáticos.

2. METODO DE TRABAJO

2.1. Recolección de muestras biológica

En campañas realizadas en el período noviembre 2004 a diciembre 2006 se recolectaron muestras de fitoplancton correspondientes a arroyos y lagunas del sistema. Los arroyos monitoreados fueron: arroyo Pigüé, con dos sitios de muestreo; uno aguas arriba (APP) y el otro aguas abajo (APD) en su desembocadura en la laguna Epecuén, arroyo Venado (AV) y arroyo Guaminí (AG), ambos con un sitio de muestreo cada uno. Las lagunas muestreadas fueron: Epecuén (LE), Del Monte (LME1); (LME2) y Cochicó (LCE1); (LCE2), las dos últimas con dos sitios de muestreo cada una (Fig. 77).

Se colectaron muestras para análisis cuali y cuantitativo del fitoplancton. Las muestras destinadas al análisis cualitativo se tomaron con red de fitoplancton de 30 μm de poro (Figs. 78 y 79) y fueron fijadas *in situ* con formaldehído al 4 % de concentración final (Fig. 80). Para el análisis cuantitativo se recolectaron las muestras con botella tipo Van Dorn y se fijaron *in situ* con lugol acético.

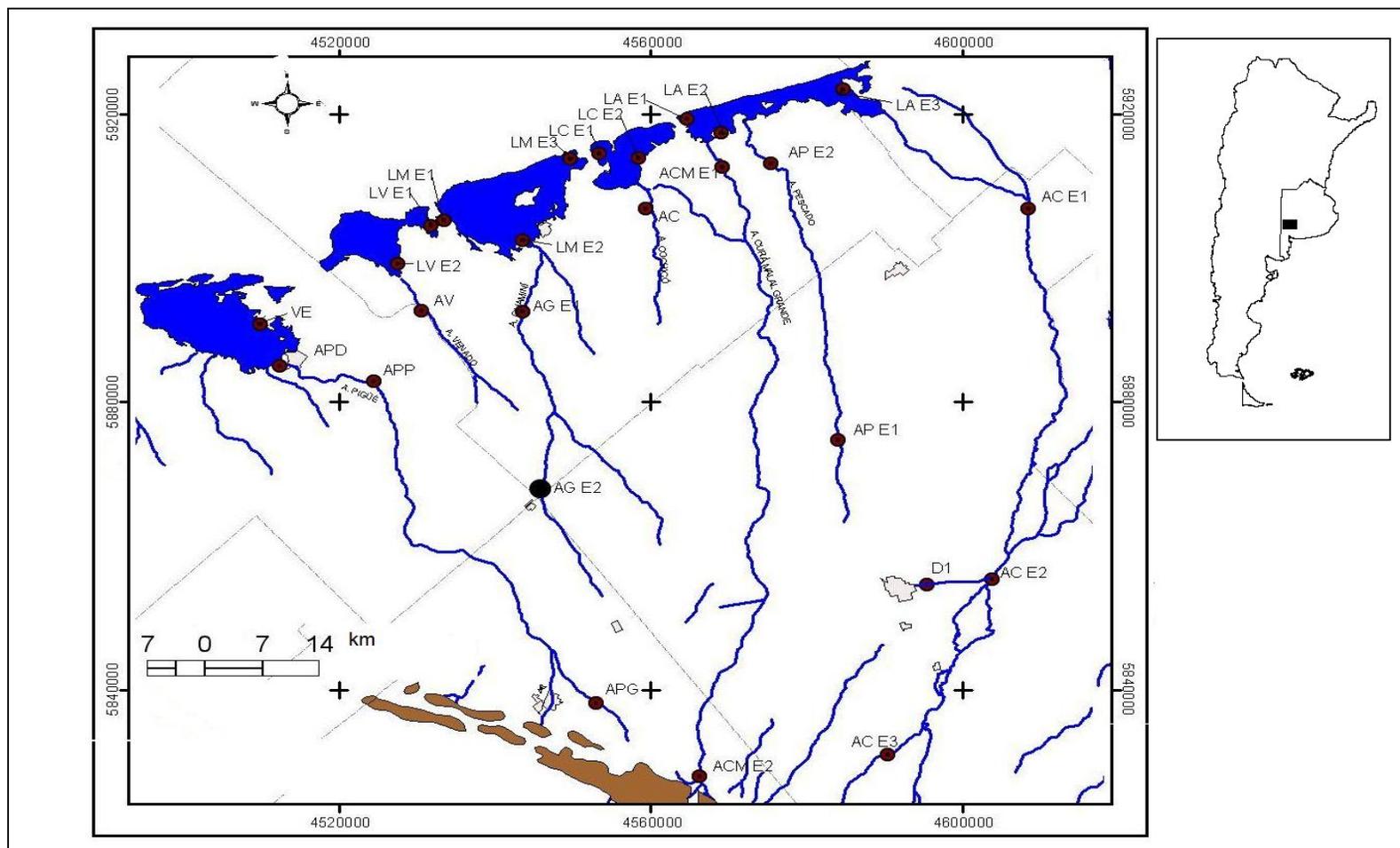


Fig. 77. Estaciones de muestreo en arroyos y lagunas de las Encadenadas del Oeste, donde APG: Arroyo Pigue cuenca Alta, APP: Arroyo Pigue media, APD: desembocadura Arroyo Pigue, VE: Villa Epecuén, AV: Arroyo Venado, LV: laguna Venado, Ag Arroyo Guaminí, LM: Laguna Del Monte, AC: arroyo Cochicó, LC: Laguna Cochicó, La: Laguna Alsina, ACM: Arroyo Cura Malal, AP Arroyo Pescado, AC: Arroyo Corto, D1: Drenaje. Fuente: Elaboración propia.



Fig. 78. Recolección de muestras para análisis biológico cualitativo



Fig. 79. Recolección de muestras con red análisis biológico cuantitativo



Fig. 80. Fijación de muestras con Lugol y Formol.

2.1.1. Análisis cualitativo y determinación taxonómica del fitoplancton

La observación e identificación de las especies microalgales se realizó bajo microscopio óptico con contraste de fases Nikon Eclipse TE 300 y se trabajó con las muestras fijadas con Formol (Laboratorio de biología IADO). Para la determinación taxonómica de las especies se consultaron, entre otras, las siguientes fuentes: Huber-Pestalozzi (1938, 1941, 1950, 1955); Bourrelly (1968, 1970, 1972); Bicudo y Bicudo (1970); Bicudo, 2004, Guarrera *et al.* (1972); Izaguirre *et al.* (1991); Komarek y Anagnostidis (1999); Echenique (2001); Echenique *et al.*, 2004; Guinder (2004). En los casos en los que no fue posible alcanzar el nivel específico se indicó hasta género.

2.1.2. Análisis cuantitativo

Las muestras con Lugol acético se usaron para la cuantificación del fitoplancton. El recuento de células se realizó bajo microscopio invertido Wild M40 (Fig. 81) utilizando cámaras de sedimentación con cilindros de 50 y 10 ml, siguiendo el método de Utermöhl.

Se calculó el número de células por mililitro sin considerar las células muertas porque éstas no aportan productividad al sistema. Las muestras muy densas fueron diluidas para facilitar el recuento siguiendo el método propuesto por Villafañe y Reid (1995) (en Alveal *et al.*, 1995). Se cuantificó el fitoplancton mediante el análisis de dos muestras de agua (réplica) por sitio de muestreo.



Fig. 81. Recuento de células realizado bajo microscopio invertido Wild M40. (IADO).

2.1.3. Cálculo de índices bióticos

Para la caracterización ecológica, la evaluación de la calidad del agua y la comparación de los distintos puntos muestreados se calcularon los siguientes índices bióticos:

2.1.3.1. Índices de diversidad

$$\text{Shannon \& Winer "H"} = \sum [(n_i/n) \log_2 (n_i/n)]$$

donde: n_i = número de individuos pertenecientes a la especie i en la muestra
 n = número total de individuos en la muestra

$$\text{Diversidad máxima "H'_{m\acute{a}x}"} = \ln (S)$$

donde: S = número total de especies

$$\text{Equitabilidad} = H' / \ln (S)$$

$$\text{Margalef o riqueza específica "R"} = S-1 / \ln (n)$$

El índice de Shannon & Weaver (Shannon-Weaver, 1963) está basado en la teoría de la información y constituye una medida del grado medio de “incertidumbre” en la predicción de la especie a la que pertenecerá un individuo escogido al azar de un conjunto de especies e individuos. Esta “incertidumbre” se incrementa a medida que el número de especies aumenta y la distribución de los individuos entre las especies llega a balancearse. El índice tiene dos propiedades que lo hacen una medida de diversidad, si $H' = 0$ sólo existe una especie en la muestra, y H' es máxima cuando todas las especies (S) están representadas por el mismo número de individuos, lo que significa una distribución de abundancias perfectamente balanceada. Valores < 1 : aguas fuertemente contaminadas; 1-3: moderadamente contaminadas; > 3 contaminación despreciable o no contaminadas (Licursi y Gómez, 2003).

La equitabilidad es un parámetro estructural interesante a tener en cuenta en la evaluación de la calidad del agua. El análisis del mismo permite reconocer cómo varía la distribución del número de organismos en función de las especies existentes en una muestra. Valores de equitabilidad bajos indican que pocas especies acaparan la mayoría de los organismos presentes en la muestra. Es conocida la disminución de especies en ambientes impactados por la polución y, por lo tanto, es esperable que en estos casos se hallen valores bajos de equitabilidad.

El índice de Margalef, más conocido como de Riqueza específica, es una medida de la diversidad de especies que presenta una comunidad con una determinada densidad de individuos. Este índice puede variar entre un valor mínimo de 0 (una especie en la muestra) y un máximo no acotado que depende del número de especies e individuos en la muestra.

2.1.3.2. *Indices de Polución*

$$\text{Déficit de especies de Kothé "F"} = [(A_r - A_x) / A_r] \cdot 100$$

donde A_r = número de especies en la muestra que se toma como referencia, es decir, corresponde a la muestra aguas arriba del tramo contaminado.
 A_x = número de especies del lugar que se está evaluando.

El valor fluctúa entre 0% = no hay déficit de especies y 100 % = pérdida total de especies. Además de los índices biológicos, se calcularon los porcentajes de los grandes grupos de algas que componen el fitoplancton de los arroyos y las lagunas muestreadas. Con el objeto de comparar la composición de las comunidades fitoplanctónicas de los sitios estudiados y analizar el grado de similitud y/o disimilitud entre ellas, se calcularon (con ligamiento promedio) los siguientes índices:

Índice de similitud de Jaccard (cualitativo)

$$J = a / a+b+c$$

donde a, b, c y d representan el número de especies comunes o no al par de muestras que se comparan según el siguiente cuadro:

		Muestra 1	
		presente	ausente
Muestra 2	presente	a	b
	ausente	c	d

Tabla 9: Interpretación de los resultados del índice de similitud de Jaccard.

Índice de distancia de Bray & Curtis (cuantitativo)

$$BC = \sum |X_{i,1} - X_{i,2}| / \sum (X_{i,1} + X_{i,2})$$

donde: $X_{i,1}$: abundancia de la especie i en la muestra 1.

$X_{i,2}$: abundancia de la especie i en la muestra 2.

Para comparar los valores de diversidad específica obtenidos con el Índice de Shannon & Winer se aplicó el test t de prueba de hipótesis para la diferencia de medias con muestras independientes. Se utilizó para los cálculos el programa NuCoSA versión 1.5 (Tóthmérész, 1995).

2.2. Recolección de muestras químicas

Se midieron en el lugar los siguientes parámetros fisicoquímicos del agua: oxígeno disuelto, temperatura, turbidez, pH, conductividad y % de saturación de oxígeno con un equipo Horiba portátil. Las muestras químicas para la determinación de nutrientes se realizó en el laboratorio de Química Marina del IADO mediante las siguientes técnicas: fosfatos, técnica de Eberlein (1987); nitratos, Grasshof (1969); nitritos, Grasshof (1969) y silicatos, mediante el uso del autoanalizador Technicon II, método 186-72 W/B. Para Clorofila "A" y Feopigmentos, la técnica usada fue la de Lorenzen (1967, modificado por Reiman, 1978), empleando para la medición un espectrofotómetro UV-visible Beckman DU2; para la determinación de Materia Orgánica Particulada (MOP), la técnica usada fue la de Strickland y Parsons (1968), empleando para la medición el espectrofotómetro UV-visible Beckman DU2. Los puntos de muestreo se pueden observar en la figura 77.

La determinación de *calcio* (Ca), *magnesio* (Mg), *potasio* (K), *bicarbonatos* (HCO_3), *carbonatos* (CO_3), *cloro* (Cl) y *sodio* (Na) se realizó mediante la técnica de

Apha- Awwa- WPCF, Standard Methods for the examination of water and wastewater (1998). El análisis se efectuó en el laboratorio de Química Ambiental de la Universidad Nacional del Sur (UNS).

Se calculó el índice de estado trófico (IET) de Carlson (1977) para arroyos y lagunas. Se utilizaron los datos promedios de arroyos y lagunas. Para las lagunas se tomaron muestras en las diferentes estaciones del año con 30 puntos de muestreo en cada una de ellas. Se determinaron las características asociadas al estado trófico, como son la transparencia o profundidad Secchi, la concentración de clorofila y el contenido total de fósforo.

$$\text{IET (PS)} = 10 [6 - \ln \text{PS} / \ln 2]$$

$$\text{IET (cla a)} = 10 [6 - (2,04 - 0,68 \ln (\text{cla a})) / \ln 2]$$

$$\text{IET (PT)} = 10 [6 - (\ln (48/\text{PT})) / \ln 2]$$

donde IET = índice de Estado Trófico de Carlson

PS = profundidad Secchi en metros

Cla a = clorofila en mg.m^{-3}

PT = fósforo total en $\mu\text{g.l}^{-1}$

donde IET (DS), IET (Clo a) y el IET (PT) son estimados independientes de un mismo índice. $\text{TSI} = (\text{TSI (DS)} + \text{TSI (Clo a)} + \text{TSI (P total)})/3$

Carlson (1977) estableció una escala que va de 0 a 100 y en la cual cada subdivisión de 10 representa una duplicación de la biomasa algal, el fósforo total o los valores de disco Secchi (Carlson 1977).

El criterio de aplicación es:

Categoría del estado trófico IET

Oligotrófico < 30

Hipotrófico 30 - 40

Mesotrófico 40 - 50

Eutrófico 50 - 70

Hipereutrófico > 70

Para evaluar la tendencia trófica de las lagunas se aplicó el modelo matemático de Vollenweider (Vollenweider y Kerekes, 1981). Los resultados de la concentración de clorofila a se extrapolaron en una gráfica de distribución probabilística de estado trófico (Salas y Martino, 2001).

3. RESULTADOS

3.1. Composición y Estructura del Fitoplancton

3.1.1. Arroyo Pigüé

Se registraron en las muestras analizadas diferentes taxones de algas correspondientes a las siguientes clases Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Cyanophyceae, Euglenophyceae, Chryptophyceae, Chrysophyceae, Dinophyceae, Conjugatophyceae y Ulothricophyceae. En la figura 82 se muestran los porcentajes correspondientes a cada Clase de algas para el arroyo Pigüé en los dos puntos de muestreo, sobre la base del número de especies identificadas en los meses estudiados. Todas las especies encontradas se encuentran representadas en el Anexo C (Láminas I-V).

En el mes de octubre el fitoplancton del arroyo Pigüé estuvo representado en mayor medida por la Clase Bacillariophyceae (diatomeas) con un porcentaje mayor al 50 % en ambos sitios de muestreo (Fig. 82a y b), seguida de las Clases Euglenophyceae, Chlorophyceae y Cianophyceae. La densidad de células fue de 945 cel ml⁻¹ en APP (Fig. 83) y de 1523 cel ml⁻¹ en APD (Fig. 84). La especie más representada en ambos puntos fue *Lepocinclis fusiformis* (Euglenophyceae), con más del 30 % de la abundancia relativa de las muestras. Las especies encontradas con representación de más de 1 % pueden verse en el Anexo C Tabla C 1.

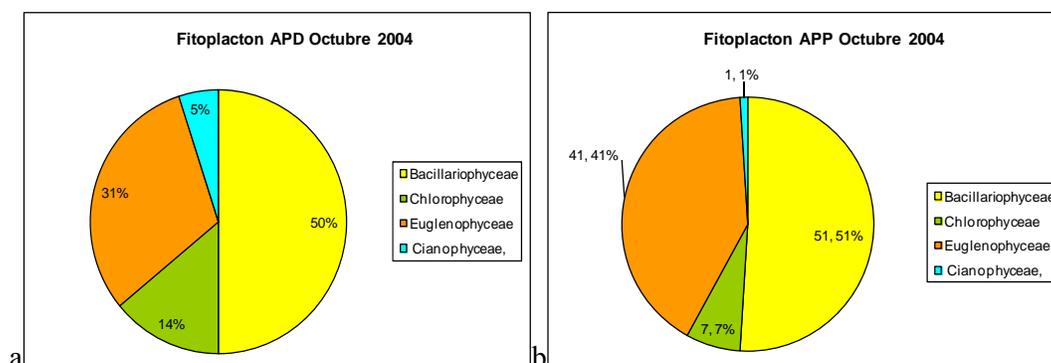
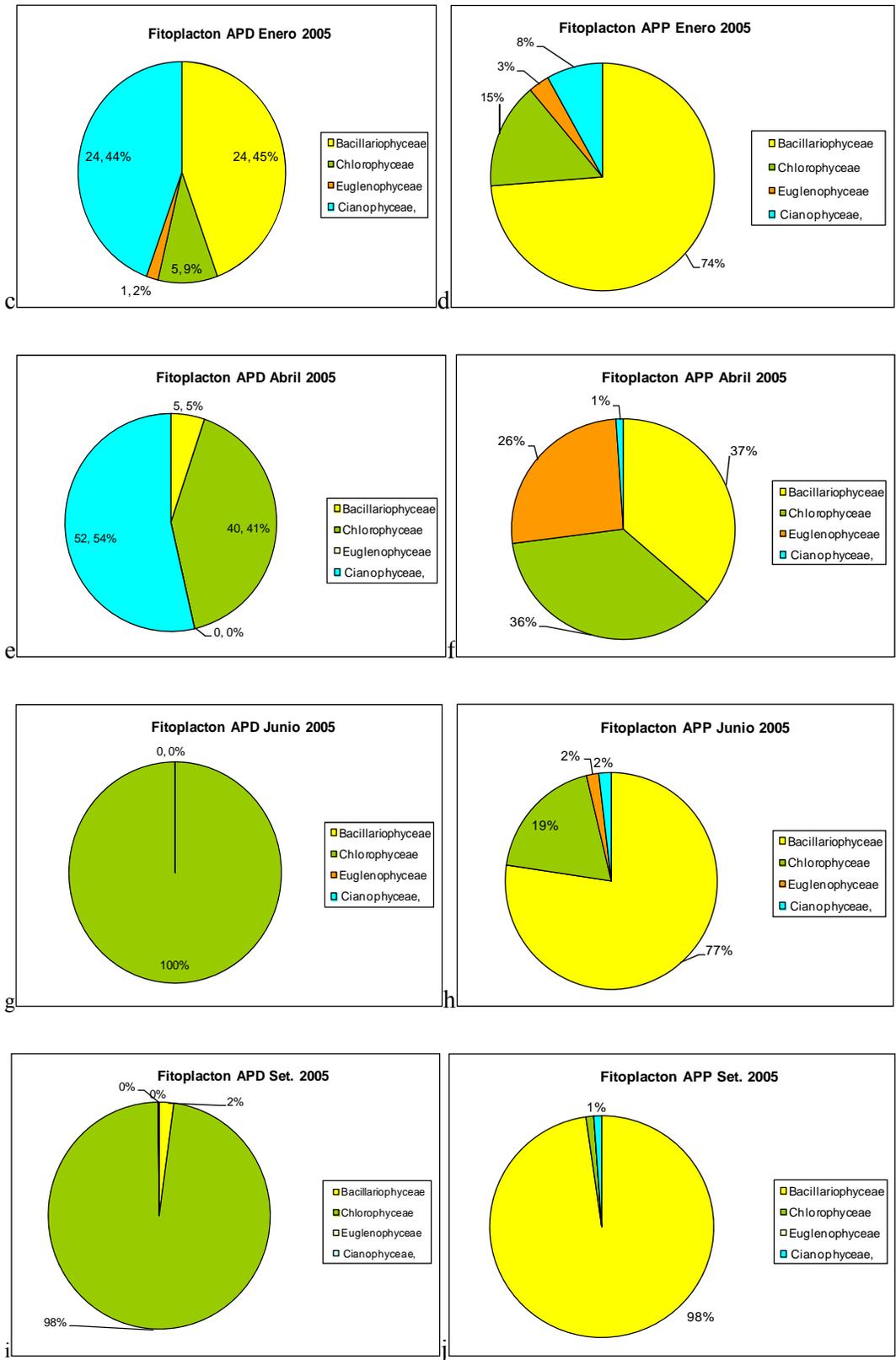


Fig. 82. Porcentajes de las clases de algas que componen el fitoplancton del Arroyo Pigüé en los meses analizados.



Continuación Fig. 82.

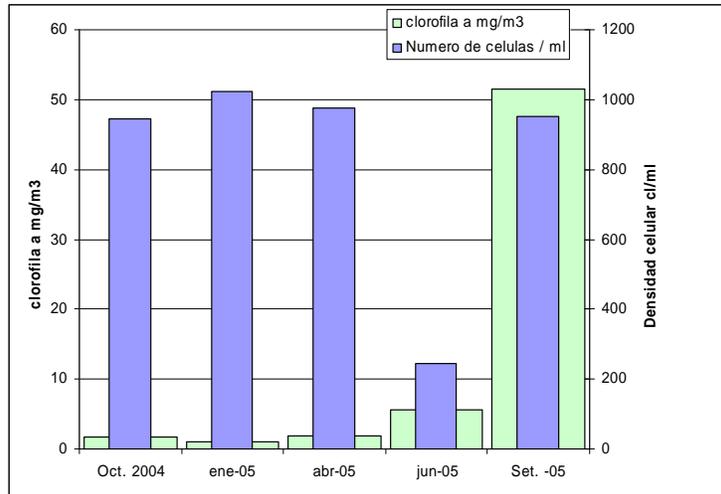


Fig. 83. Niveles de clorofila a y densidad celular observados durante el período de muestreo en arroyo Pigüé papelera (APP).

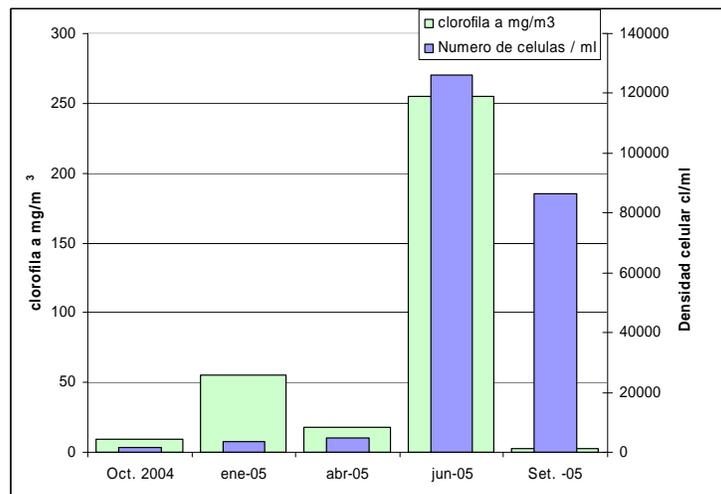


Fig. 84. Niveles de clorofila a y densidad celular observados durante el período de muestreo en arroyo Pigüé desembocadura (APD).

En el mes de enero las diatomeas fueron las algas más representadas del fitoplancton del arroyo en la estación de muestreo E1 (71 %), mientras que en la estación E2 las cianofíceas fueron las que alcanzaron mayores densidades (70 %) y mayor número de especies. Dentro de la clase Cyanophyceae, la especie *Rhabdoderma lineare* alcanzó un alto porcentaje (72 %), lo que correspondió a un 52 % de la densidad total. La Clase Chlorophyceae siguió en número de células y estuvieron presentes en menor medida las Clases Euglenophyceae, Conjugatophyceae, Ulothricophyceae y Cryptophyceae (Figs. 82 c y d).

Las especies con mayor densidad celular en la E1 fueron las diatomeas *Cyclotella meneghiniana* (17,6 %) y *Melosira granulata* (19,3 %). Otras mostraron densidades menores pero significativas representadas por el 3 al 1%, (Anexo C Tabla C 1) entre la que se *Microcystis aeruginosa* (Cyanophyceae) por ser indicadora de eutroficación. En E2 el género *Navicula* fue el más representado de la Clase Bacillariophyceae, varias especies presentaron densidades celulares entre el 5 y el 1%, entre la que se destacan dos especies por ser indicadoras de eutroficación son *Microcystis aeruginosa* y *Merismopedia tenuissima*, *M. mínima* (Cyanophyceae).

En la desembocadura del arroyo Pigüé (APD) en los meses de abril y junio de 2005 (Figs. 82e a f), las diatomeas estuvieron presentes en muy bajo número y fueron las cianobacterias (Cyanophyceae) y las algas verdes (Chlorophyceae) las que dominaron en la comunidad fitoplanctónica. Además, dentro de estas Clases, la diversidad (Tabla 10) fue muy baja ($H' = 2,4$ en abril y $0,1$ en junio) por la presencia de unas pocas especies con altas densidades celulares.

Las cianofíceas dominantes fueron: *Merismopedia tenuissima*, *Lyngbia limnetica*, *Pseudoanabaena catenata*, *Spirulina meneghinana* y *Oscillatoria* spp. Estas cianobacterias fueron muy abundantes en abril junto con otras algas verdes, pero en junio las cianobacterias disminuyeron notablemente su densidad y dominaron las algas verdes. La desembocadura del arroyo Pigüé difirió notablemente de las demás estaciones de muestreo por la presencia de especies de algas verdes ausentes en otros puntos. Esto se observa claramente en el dendrograma calculado con el índice cualitativo de Jaccard ($J = 0,97$). Entre las clorofíceas más representadas fueron: *Chlamydomonas* sp., *Oocystis parva*, *Oocystis rhomboidea*, *Carteria* sp., *Monoraphidium* spp. y *Schroederia* sp.

En el mes de septiembre (Figs. 82i y j) en APP presentó 32 especies correspondientes a las Clases Bacillariophyceae (30), Chlorophyceae (representada por una sola especie (*Monoraphidium contortum*) y Cyanophyceae, también representada por una sola especie (*Eucapsis alpina*). Entre las Bacillariophyceae más importantes se destacaron: *Cocconeis placentula* var. *lineata* (19 %), *Navícula gregaria* (14,6 %), *Cocconeis placentula* var. *euglypta* (10 %), otras especies menos representadas pueden verse en el Anexo C Tabla C 1.

En APD se encontraron en este mes 76 especies, de las cuales 51 pertenecieron a la clase *Chlorophyceae* (97,7 %), 21 a la Clase *Bacillariophyceae* (2,1%), 2 a *Euglenophyceae* (0,14 %) y 2 a *Cyanophyceae* (0,06 %) (Fig. 82 i) (Anexo C Tabla C 1). Este punto del arroyo presentó, de manera muy abundante, un estadio de algún ciclo de vida no identificado a nivel de microscopía óptica, pero que se cree pertenecería a alguna especie de la Clase *Chlorophyceae*, dada su dominancia sobre las demás clases encontradas.

La dominancia de diatomeas en el fitoplancton es común en ambientes lóticos donde las condiciones de corriente y turbulencia son las adecuadas para que este grupo de algas prolifere y los arroyos pampeanos de caudales bajos, pueden incluirse en esta generalización (Licursi y Gómez, 2003). Aproximadamente el 90 % de las diatomeas encontradas representó al Orden Pennales y aparecieron muy pocas especies correspondientes al Orden Centrales. Valores altos de la relación Pennales/Centrales son indicadores de aguas enriquecidas con nutrientes y en este arroyo tal relación resultó muy elevada.

Además fueron frecuentes varias especies indicadoras de eutrofización como: *Amphora coffeaeformis*, *Cocconeis placentula* var. *euglypta*, *Cyclotella meneghiniana*, *Diatoma vulgare*, *Gomphonema parvulum*, *Melosira varians*, *Navicula acomoda*, *N. cuspidata*, *N. criptocephala*, *N. gregaria*, *N. pupula*, *N. tripunctata*, *Nitzschia amphibia*, *N. palea*, *Pinnularia gibba*, *Pleurosira laevis*, *Rhopalodia gibberula*.

Los valores de los índices bióticos calculados para ambos puntos de muestreo en los meses de octubre y enero se detallan en la Tabla 10:

ÍNDICE	APP		APD	
	Oct. 2004	Ene. 2005	Oct. 2004	Ene. 2005
Shannon & Winer "H" (bits/ind)	4,29	3,70	4,60	2,50
Diversidad máxima "H' máx"	5,91	6,02	5,78	5,4
Equitabilidad "E"	0,73	0,80	0,79	0,65
Margalef "R"	9,73	9,60	8,51	7,2
Déficit de especies de Kothé "F" (%)	10,3	12,3	10,3	12,3

Tabla 10. Índices bióticos del arroyo Pigüé en los dos sitios de muestreo en los meses de octubre de 2004 y enero de 2005.

Con respecto a los índices bióticos calculados en octubre (Tabla 10), el índice de Shannon & Winer indicó que ambos puntos del arroyo Pigüé (APP y APD), presentaban aguas no contaminadas. El Déficit de especies de Kothé calculado entre APP y APD reveló una disminución de especies aguas abajo del arroyo del 10,3 %. Es esperable en los ambientes lóticos que las consecuencias de una perturbación se detecten no en el lugar donde se produce sino más hacia la desembocadura donde interactúa y modifica la comunidad fitoplanctónica (Bauer *et al.*, 2002). En el arroyo Pigüé se encontró en la desembocadura una descarga (Fig. 85) de desechos provenientes de una empresa de tratamiento de aguas cloacales, lo que seguramente influyó en la disminución de la riqueza específica (índice de Margalef). En ambos puntos del arroyo Pigüé fue muy abundante la euglenófito *Lepocinclis fusiformis* (Silva, 1999), indicadora de eutrofización.

El índice de Shannon & Winer indicó eutrofización en APD. La diversidad específica disminuyó. El índice de equitabilidad también se redujo. Dicha disminución de estos índices puede atribuirse al aumento de la temperatura que hace que proliferen unas especies sobre otras.

Los índices bióticos de los meses de abril, junio y setiembre se presentan en la Tabla 11.

ÍNDICE	APP			APD		
	Abril	Junio	Set.	Abril	Junio	Set.
Shannon & Winer "H" (bits/ind)	4,3	1	0,18	3,2	0,1	0,17
Diversidad máxima "H' máx"	4,6	3,3	5	6	5	6,25
Equitabilidad "E"	0,9	0,3	0,04	0,5	0,02	0,03
Margalef "R"	5,3	2,9	6,91	7,4	3,2	8,34
Déficit de especies de Kothé "F" (%)			-137,5			

Tabla 11. Índices bióticos de APP y APD en los meses de abril, junio y setiembre de 2005.

El índice de Shannon & Winer indicó que de abril a junio las aguas disminuyeron su calidad (Figs. 83 y 84). Así en el mes de octubre del 2004 el índice indicaba aguas no contaminadas y a partir de junio las aguas se clasificaron en aguas fuertemente contaminadas. La Equitabilidad fue extremadamente baja lo que indicaría que una sola especie acapara la mayoría de los organismos presentes en la muestra.



Fig. 85. Descargas cloacales y algunas de las especies en la desembocadura del arroyo Pigüé. Fuente: Elaboración propia.

Las densidades celulares fueron altas (Figs. 83 y 84) en todos los casos, sin embargo, la diferencia es significativa en las dos estaciones. Alcanzando niveles extremos en APD en el mes de junio. Según Margalef (1983), densidades celulares entre $10 - 10^2 \text{ cel ml}^{-1}$ corresponden a lagos oligotróficos, entre $10^2 - 10^4 \text{ cel ml}^{-1}$ lagos eutróficos y entre $10^4 - 10^6 \text{ cel ml}^{-1}$ a lagos hipertróficos. Según esta clasificación, las aguas del arroyo estarían calificadas como eutróficas en APP e hipertróficas en APD.

Los valores normales de clorofila *a* que se encuentran en los ambientes de agua dulce oscilan entre $0,5$ a 100 mg m^{-3} , (a veces superan los 150 mg m^{-3}) siendo 5 mg m^{-3} el límite para definir si el cuerpo de agua analizado es oligotrófico (por debajo de ese valor) o eutrófico (por encima) (Margalef, 1983). Cabe aclarar que éste es un valor arbitrario que puede diferir de un cuerpo de agua a otro, aún cuando estén en latitudes semejantes.

En APP de octubre a junio se evidencia baja productividad con células de tamaño pequeño (Figs. 83 y 84). En el mes de septiembre se produce un aumento de la productividad pero no supera los valores de aguas oligotróficas. En APD, en el período octubre 2004 abril 2005, la productividad fue escasa, con baja densidades celulares. Sin embargo, en el mes de junio la productividad fue muy alta, las densidades celulares también, indicando aguas eutróficas.

El déficit de Kothé “K” calculado para el arroyo Pigüé arrojó un valor de $-137,5 \%$, siendo los valores correspondientes a los meses anteriores los que se detallan a continuación: octubre ($10,3 \%$), enero ($12,3 \%$), abril ($-1,56 \%$) y junio (-210%). Este índice indica que hay una disminución del número de especies aguas abajo del tramo contaminado con respecto a aguas arriba del mismo, debido a que sólo unas pocas especies son resistentes a las nuevas condiciones generadas por la contaminación.

El hecho de que los valores sean negativos estaría indicando que hubo una perturbación que dio lugar al incremento de la diversidad. Según los datos de junio y septiembre el arroyo estaría atravesando la fase intermedia de sucesión en la cual luego de una perturbación se generan condiciones favorables para que distintas especies oportunistas proliferen, alcancen su madurez y terminen extinguiendo por competencia a las demás (Begon *et al.*, 1999). En este estadio de la sucesión, en la que se registra la mayor cantidad de especies, la composición fitoplanctónica está dada por la

coexistencia de especies con distintos niveles de competencia y explotación de los recursos.

3.1.2. Arroyo Venado

En el mes de octubre el fitoplancton del arroyo estuvo representado sólo por las Clases Bacillariophyceae y Chlorophyceae (Fig. 86a), presentando la primera 36 especies y la segunda 2. Las diatomeas alcanzaron una densidad celular de 98,8 % de la muestra y sólo una especie, *Fragilaria* sp., formadora de largas cadenas de células, presentó una densidad significativa (28,8 %). Las especies que mostraron una abundancia entre el 1 y el 6% de la densidad total pertenecen a las diatomeas centrales y pennales (Anexo C Tabla C 2).

En el mes de enero el fitoplancton estuvo representado principalmente por las Clases Bacillariophyceae y Cyanophyceae y aparecieron en menor medida las Clases: Chlorophyceae, Cryptophyceae, Chrysophyceae, Conjugatophyceae (Fig. 86 b) (Anexo C Tabla C 2).

Las diatomeas (Bacillariophyceae) fueron las más representadas en número de células y diversidad de especies, en el arroyo Venado (AV). En abril y junio (Figs. 86c y d) se observó que el 98 y 99 % de la densidad fitoplanctónica correspondió a la Clase Bacillariophyceae.

El fitoplancton en el mes de septiembre estuvo representado por las Clases *Bacillariophyceae* (92,85 %) y *Chlorophyceae* (7 %) (Fig. 86e). Las densidades celulares (Fig. 87) fueron de 890 cel ml⁻¹. En octubre; 4740 cel ml⁻¹ en enero; 2407 cel ml⁻¹ en junio y de 299 cel ml⁻¹ en setiembre. Se destaca el mes de enero por presentar la mayor densidad celular. Estos valores estarían dados por el aumento de la temperatura que favorece la proliferación de las diatomeas.

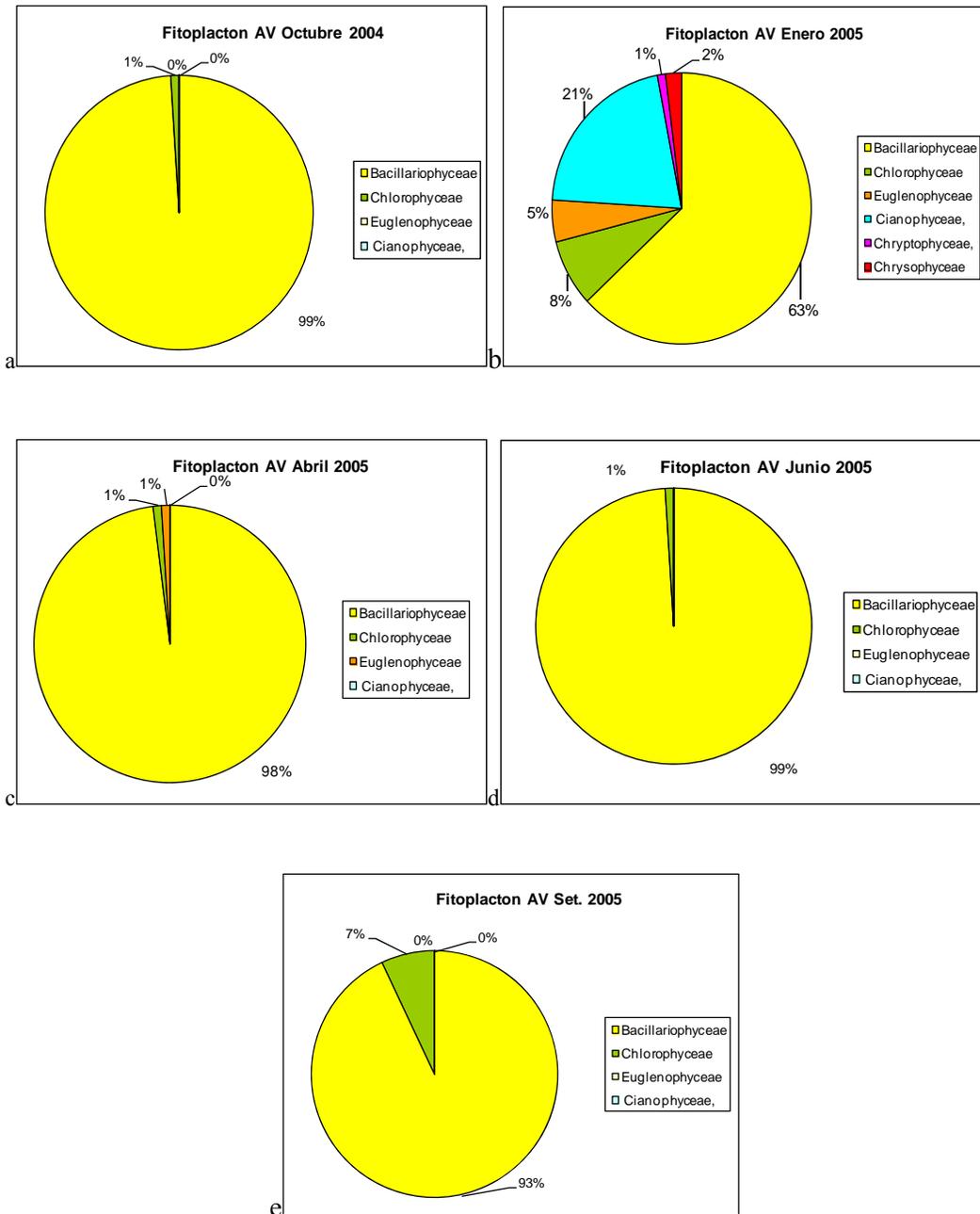


Fig. 86. Porcentajes de las clases de algas que componen el fitoplancton del Arroyo Venado a- octubre de 2004, b- enero, c- abril, d- junio, e- septiembre del año 2005.

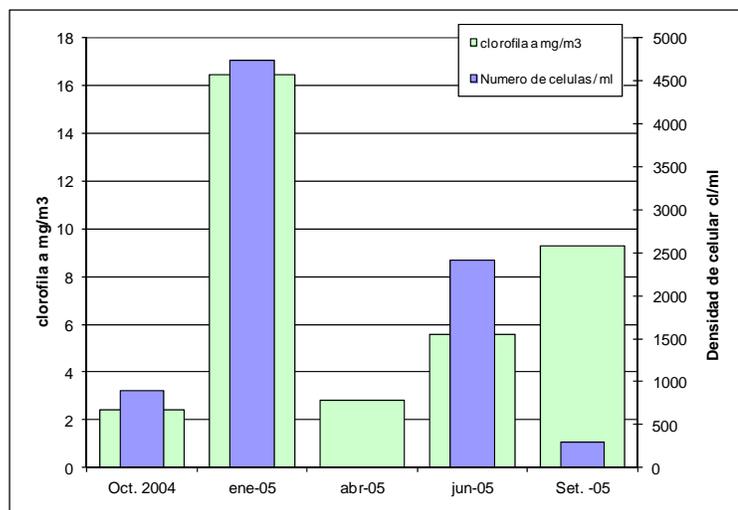


Fig. 87. Niveles de clorofila a y densidad celular observados durante el período de muestreo en arroyo Venado (AV).

Los valores de los índices bióticos calculados se detallan en la Tabla 12.

ÍNDICE	Arroyo Venado (AV)				
	Oct.	En.	Abril	Junio	Set.
Shannon & Winer "H" (bits/ind)	3,01	2,5	-	1,2	0,37
Diversidad máxima "H' máx"	3,81	5,36	-	5	3,91
Equitabilidad "E"	0,79	0,47	-	0,2	0,10
Margalef "R"	7,91	6,56	-	5,5	4,20

Tabla 12. Índices bióticos de APP y APD en los meses de abril, junio y septiembre de 2005.

El índice de Shannon & Winer indicó que en el mes de octubre presentaba aguas no contaminadas, en enero aguas moderadamente contaminadas y junio y septiembre aguas fuertemente contaminadas. El índice de Equitabilidad se presentó muy bajo en todos los meses lo que significa que dominaron pocas especies. El índice de Margalef indica que la riqueza específica disminuyó de octubre de 2004 a septiembre 2005. En cuanto a la densidad celular el agua del arroyo Venado se califica como oligotrófica dado que tanto la clorofila como la densidad celular fueron bajas.

3.1.3 Arroyo Guaminí

Debido al tiempo que requiere el procesamiento de los datos biológicos y a que las muestras no presentaron diferencias, en este punto solo se procesó el mes de octubre. En dicho mes el fitoplancton del arroyo estuvo representado por las Clases

Bacillariophyceae y Cyanophyceae, la primera con 35 especies y la segunda con 4 especies de muy baja densidad celular, sólo alcanzó esta Clase el 3,55 % de la densidad total de la muestra (Fig. 88). No hubo dominancia de ninguna especie, sus abundancias relativas fueron muy parejas entre ellas, sólo se destacó *guesa varians* (diatomea central) con el 9 % de la abundancia total. Las especies que presentaron abundancias relativas entre el 2 y el 6 % fueron: *Diatoma vulgare*, *Cocconeis placentula*, *Rhoicosphenia abbreviata*, *Navicula* sp., *Nitzschia* sp., *Gomphonema* sp., *Gomphonema parvulum*, *Hippodonta guesa* y *Nitzschia frustulum*. La densidad celular total fue de 873 cel ml⁻¹.

En septiembre el arroyo presentó una dominancia absoluta de la Clase *Bacillariophyceae*, siendo las especies más sobresalientes: *Navícula gregaria*, *Navícula* sp. Y *Melosira varians*. Entre otras también se mencionan *Cyclotella* sp., *Gomphonema clavatum*, *Navícula capitata* var. *guesa a*, *Cocconeis placentula* var. *guesa* y *Girosigma acuminatum*. El número de especies encontradas en este sitio fue de 11 y la densidad celular fue de 1134 cel ml⁻¹.

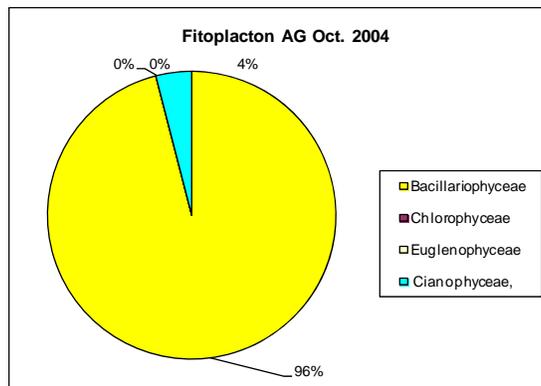


Fig. 88. Porcentajes de las clases de algas que componen el fitoplancton del Arroyo Guaminí en octubre de 2004.

ÍNDICE	Oct.	Jun.	Set.
Shannon & Winer "H" (bits/ind)	3,41	2,1	0,11
Diversidad máxima "H" máx	3,71	4,9	3,46
Equitabilidad "E"	0,92	0,4	0,03
Margalef "R"	8,08	5,1	2,14

Tabla 13. Índices bióticos del arroyo Guaminí en los meses de octubre 2004, junio y setiembre de 2005.

Los índices indican una disminución de la calidad de agua desde aguas contaminadas en octubre (Shannon & Winer= 3,41) a moderadamente contaminadas (Shannon & Winer= 2,1) y finalmente poco contaminadas en septiembre (Shannon & Winer= 0,11). Se registró además una disminución de la diversidad y de la equitabilidad.

3.1.4 Laguna Epecuén

En el mes de octubre la composición del fitoplancton de la laguna Epecuén fue muy particular, se encontraron muy pocas especies de microalgas repartidas entre las Clases Bacillariophyceae (19), Cianophyceae (1) y Chlorophyceae (2) (Fig. 89 a). Las diecinueve especies de diatomeas se llevaron el 49 % de la densidad total, la cianofícea *Aphanocapsa holsatica* fue la única especie de la Clase Cianophyceae y el 47 % restante de la densidad total de las muestras correspondió casi exclusivamente a la clorófito *Oocystis lacustris*. Entre las diatomeas las especies más representadas fueron: *Rhopalodia* sp, *Achnanthes* sp., *Navicula* sp. y *Nitzschia* sp. El número de células por mililitro fue de 712 cel ml⁻¹.

En el mes de enero el fitoplancton estuvo representado principalmente por las Clases Bacillariophyceae y Cianophyceae, y aparecieron en menor medida las Clases: Chlorophyceae, Cryptophyceae, Chrysophyceae, Conjugatophyceae (Fig. 89 b). Las especies se presentan en la Tabla C 3 del Anexo C. En los meses de abril y junio (Fig. 89 c) el fitoplancton no tuvieron diferencias en composición específica.

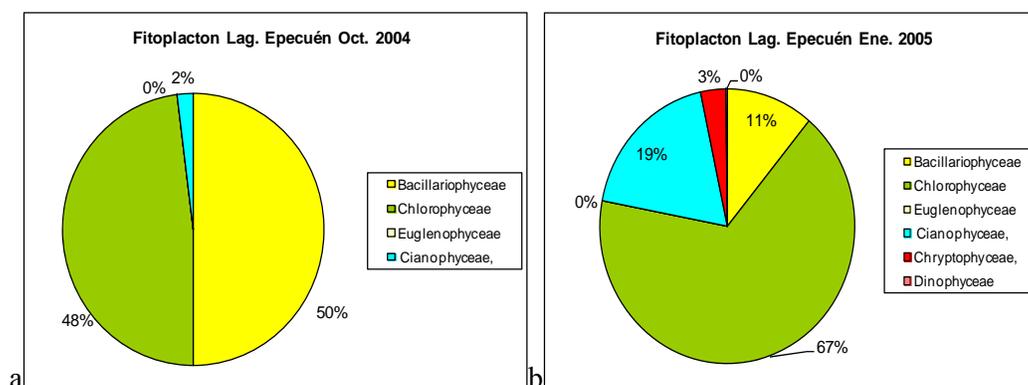
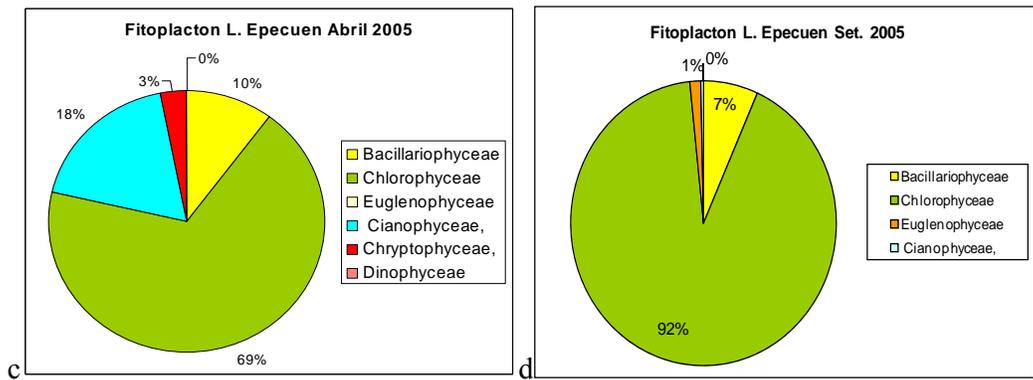


Fig. 89. Porcentajes de las Clases de algas que componen el fitoplancton en laguna Epecuén.



Continuación Fig. 89.

En el mes de septiembre la diversidad específica estuvo representada por un total de 16 especies, las cuales pertenecieron en su mayoría a la Clase *Chlorophyceae* (91,6 %) (Fig. 89 d). También las Clases *Bacillariophyceae* y *Cyanophyceae* fueron halladas con una especie representante cada una. En la laguna Epecuén el fitoplancton presentó en forma equitativa algas verdes y diatomeas, pero las primeras estuvieron representadas casi exclusivamente por *Oocystis lacustris*, especie presente en ambientes eutrofizados (Nogueira y Leandro-Rodrigues, 1999; Silva, 1999). Los valores de los índices bióticos calculados se detallan en la Tabla 14.

ÍNDICE	Lag. Epecuén				
	Oct.	Ene.	Abr.	Junio	Set.
Shannon & Winer "H'" (bits/ind)	1,95	2,16	3,1	2,5	0,48
Diversidad máxima "H' máx"	3,00	5	4,4	3,9	4
Equitabilidad "E"	0,65	0,43	0,7	0,6	0,12
Margalef "R"	3,56	4,89	2,5	4,4	2,63

Tabla 14. Índices bióticos de Lago Epecuén en el período de estudio (2004-2005).

El índice de Shannon & Winer indica aguas no contaminadas en el mes de abril; moderadamente contaminados en el mes de octubre y enero y contaminadas en septiembre. La diversidad fue baja y el índice de equitabilidad muy bajo. La densidad celular para este sitio fue de 300 a 25000 cel ml⁻¹ (Fig. 90). La productividad se incrementó considerablemente en el mes de septiembre, con células de mayor tamaño.

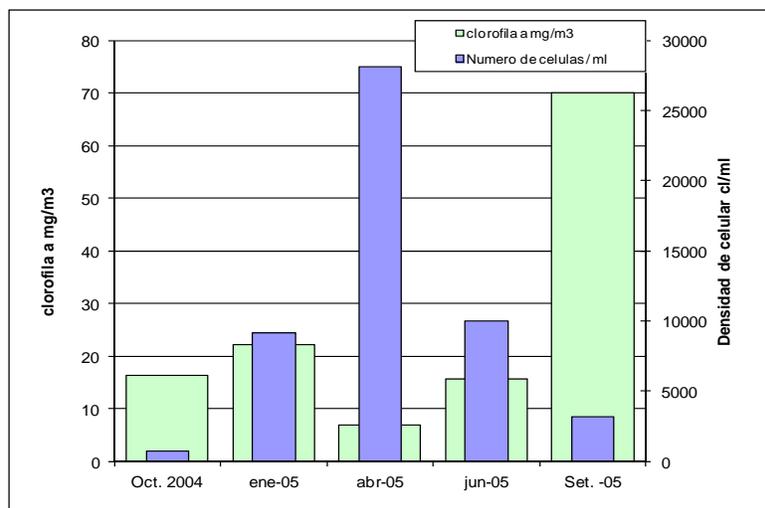


Fig. 90. Niveles de clorofila a y densidad celular observados durante el período de muestreo en la laguna Epecuén (LE).

3.1.5 Laguna del Monte

En el mes de octubre 2004 (Figs. 91a y b) las dos estaciones muestreadas de la laguna resultaron semejantes en la composición del fitoplancton ($J= 0,53$; $BC= 0,32$) (Tabla 15 y 17), la diversidad específica calculada con el Índice de Shannon & Weaver fue igual en ambas estaciones ($t = 0,14$; $p= 0,1$) el cual estuvo representado mayoritariamente por las Clases Bacillariophyceae (46,4 %) y Chlorophyceae (33 %), pero también aparecieron las Clases Euglenophyceae y Cianophyceae .

Las diatomeas mostraron la mayor diversidad específica (25 especies) seguidas de las clorofíceas con 5 especies. Con un 21 % de la abundancia total *Scenedesmus* sp. (Chlorophyceae) fue la más representada en la muestra y con el 8% le siguió *Fragilaria* sp. (diatomea pennada formadora de cadenas) y *Synechococcus* sp. (Cianophyceae). Las restantes especies no superaron el 5 % (Anexo C Tabla C 4).

En el mes de enero de 2005 la composición del fitoplancton resultó muy distinta a la observada en el mes de octubre de 2004, no sólo por la aparición de representantes de otras Clases de algas además de las ya presentes (Figs. 91c y d) sino también por la distribución de las abundancias entre las especies. Las cianofíceas dominaron en densidad en ambas estaciones de muestreo (88,5 % en E1 y 66 % en E2) pero la mayor riqueza específica correspondió a las clorofíceas (16 especies en E1 y 23 en E2). El grado de similitud entre los dos sitios de muestreo de la laguna fue de 0,31

calculado con el índice cualitativo de Jaccard y de 0,58 calculado con el índice cuantitativo de Bray y Curtis (Tablas 15 y 16). Las diversidades calculadas con Shannon & Winer resultaron significativamente diferentes ($t = 43$, $p = 0,001$).

ÍNDICE	L. Del Monte E1				
	Oct.	Ene.	Abril	Jun.	Set.
Shannon & Winer "H" (bits/ind)	3,30	0,84	6,3	2,6	0,76
Diversidad máxima "H' máx"	5,20	5,02	5,8	4,9	5,43
Equitabilidad "E"	0,63	0,17	1,1	0,5	0,14
Margalef "R"	5,00	4,01	6,8	4,4	4,79

Tabla 15. Índices bióticos de Laguna Del Monte Estación 1 en el período de estudio (2004 – 2005).

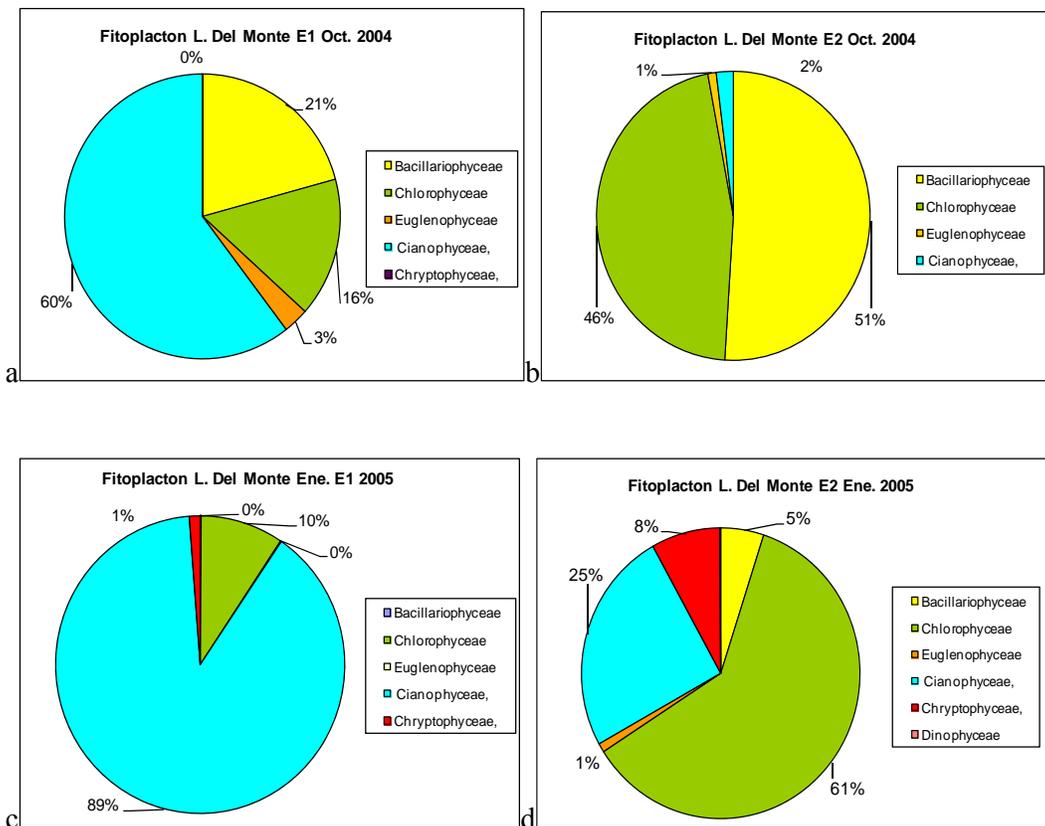


Fig. 91. Porcentajes de las clases de algas que componen el fitoplancton Laguna Del Monte.

ÍNDICE	L. Del Monte E2				
	Oct.	Ene.	Abril	Jun.	Set.
Shannon & Winer “H” (bits/ind)	3,02	1,89	1,5	1,5	0,65
Diversidad máxima “H’ _{máx} ”	4,7	4,56	5,4	5,1	5,25
Equitabilidad “E”	0,64	0,49	0,3	0,3	0,12
Margalef “R”	4,16	6,47	4,6	4,1	4,10

Tabla 16. Índices bióticos de Laguna Del Monte Estación 2 en el período de estudio (2004 -2005).

El elevado porcentaje de las cianofíceas estuvo relacionado con la alta densidad celular de *Microcystis aeruginosa* (72 %) y *Microcystis* sp. (13 %), ambas formadoras de grandes colonias visibles a simple vista, estas algas fueron las causantes de la coloración verde intensa del agua durante el verano. Las especies se presentan en la Tabla C 4 del Anexo C. Las densidades celulares fueron 57680 cel ml⁻¹ en E1 y 31690 cel ml⁻¹ en E2.

En los meses de abril y junio (Figs. 92 a -d) la composición de fitoplancton también fue semejante en las dos estaciones de muestreo. Las clases dominantes fueron la Chlorophyceae representadas por un 70 %. Se observa con respecto al mes anterior una disminución de las cyanophyceae (25 %). La laguna presentó una mayor proporción de cianobacterias, más aún, fueron las algas dominantes.

En el mes de septiembre (Fig. 92 e), en la estación 1 de la laguna, la densidad celular fue de 85211 cel ml⁻¹ y su diversidad estuvo dada por un total de 44 especies, las cuales pertenecieron a las Clases *Chlorophyceae* (87,76 %), *Cyanophyceae* (10,13 %), *Bacillariophyceae* (1,56 %) y *Euglenophyceae* (0,55 %) (Anexo C Tabla C 4).

La estación 2 (Fig. 92 f) a diferencia de la 1 presentó una diversidad de 39 especies, las cuales se agruparon en las Clases *Chlorophyceae* (95,5 %), *Cyanophyceae* (3,7 %), *Bacillariophyceae* (0,71 %) y *Euglenophyceae* (0,09 %). Las especies pueden observarse en la Tabla C 4 del Anexo C. Es importante destacar que en ambos puntos de la laguna se encontró presente una especie “no identificada” la cual tuvo densidad celular muy abundante.

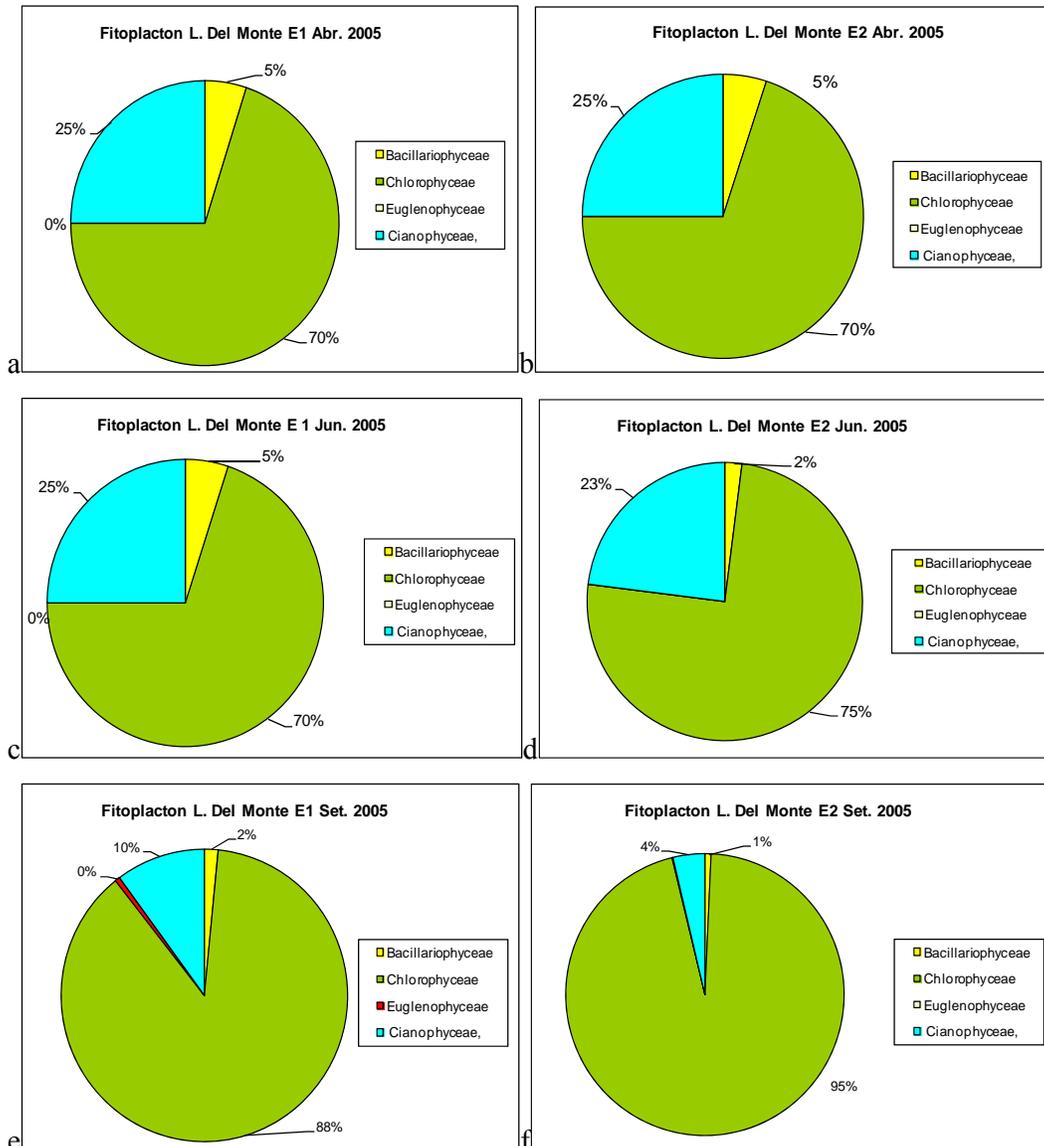


Fig. 92. Porcentajes de las clases de algas que componen el fitoplancton de Laguna Del Monte abril, junio y setiembre 2005.

La laguna presentó una mayor proporción de cianobacterias en todos los meses estudiados. Las cianofíceas pasaron a ser el grupo de algas dominantes en densidad de células y las clorofíceas las que presentaron mayor diversidad específica. El índice de Shannon & Winer indicó que la laguna es eutrófica. Se destaca que en la estación de muestreo E2 el índice fue más bajo lo cual según Licursi y Gómez (2003) indicaría aguas más contaminadas que en la Estación E1 y esta estación se localiza más cercana a los desagües cloacales de la localidad de Guaminí.

Las diversidades fueron muy bajas en todos los meses. A partir de enero de 2005 se observó una marcada disminución de la diversidad específica al aumentar la densidad celular (Figs. 93 y 94), fenómeno común en ambientes perturbados o sometidos a estrés ambiental (Margalef, 1983; Chiang, 2000; De Lorenzo 2001). Si bien la densidad celular fue alta en las dos estaciones, la estación 2 presentó los valores más altos con un pico de $113766 \text{ cel ml}^{-1}$ en el mes de septiembre quedando incluidas con estos valores en aguas hipertróficas.

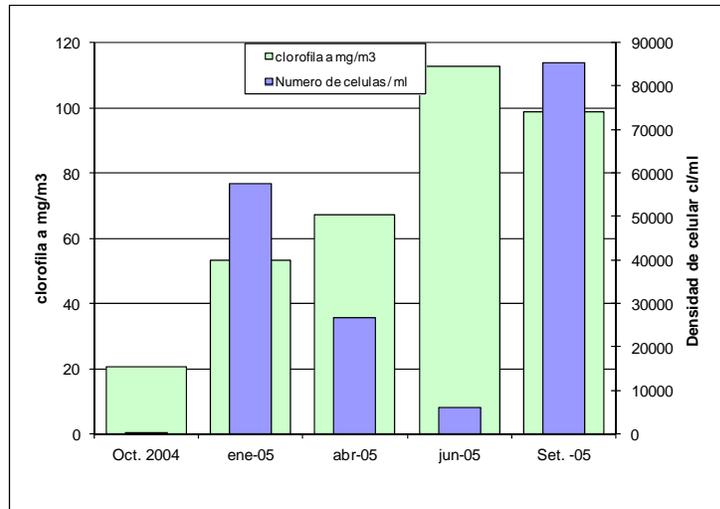


Fig. 93. Niveles de clorofila a y densidad celular observados durante el período de muestreo en Laguna Del Monte (LM). Estación 1.

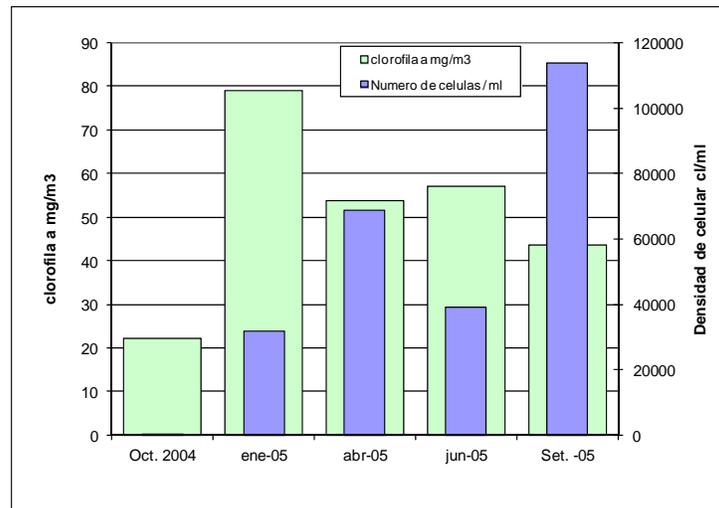


Fig. 94. Niveles de clorofila a y densidad celular observados durante el período de muestreo en Laguna Del Monte (LM). Estación 2.

3.1.6 Laguna Cochicó

En el mes de octubre el fitoplancton de la laguna estuvo representado mayoritariamente por la Clase Cyanophyceae, seguida por la Clase Chlorophyceae (Fig. 95 a). Las estaciones, E1 y E2, resultaron muy similares en cuanto a la composición y estructura del fitoplancton. Por este motivo en los meses siguientes sólo se procesó una muestra, ya que formaron un grupo definido en los dendrogramas calculados con el índice cualitativo ($J = 0,30$) y cuantitativo ($BC = 0,23$). Además la comparación de las diversidades no mostró diferencias significativas ($t = 1,63$, $p = 0,1$).

La especie más abundante fue *Gloeocapsa punctata* (Cyanophyceae) con un 37 % de la abundancia total de la muestra en E1 y un 40 % en E2 en el mes de octubre. También tuvieron frecuencias altas las especies: *Microcystis pulverea*, *Eucapsis alpina*, *Synechocystis* sp., *Aphanocapsa holsatica*, *A. conferta* (Cyanophyceae), *Cyclotella meneghiniana* (Bacillariophyceae), *Oocystis lacustris* y *Dictyosphaerium pulchellum* (Chlorophyceae).

En el mes de enero la composición de la comunidad fitoplanctónica difirió marcadamente de la observada en primavera. El número de cianofíceas aumentó considerablemente en ambas estaciones de muestreo (Fig. 95 b) y la densidad celular se elevó a $420500 \text{ cel ml}^{-1}$ en E1 y $392600 \text{ cel ml}^{-1}$ en E2. Dentro de la Clase Cyanophyceae, dos especies de *Microcystis*, *M. aeruginosa* y *Microcystis* sp. fueron las responsables de la alta densidad celular del fitoplancton (97 %) y del color verde intenso (Fig. 96) del agua en el verano. Las comunidades fitoplanctónicas de ambas estaciones mostraron un alto grado de similitud de carácter cualitativo ($J = 0,38$) pero difirieron en su composición cuantitativa ($BC = 0,79$) como así también en su diversidad específica ($t = 59$, $p = 0,001$) (Tabla 17).

La Clase Chlorophyceae fue la más rica en número de especies, pero aún cuando se calcularon los porcentajes relativos de las Clases de algas sin considerar las especies de *Microcystis*, la Clase Cyanophyceae siguió presentando la mayor densidad celular. Esto se debió a que también fueron muy abundantes las cianófitas (Anexo C Tabla C 5).

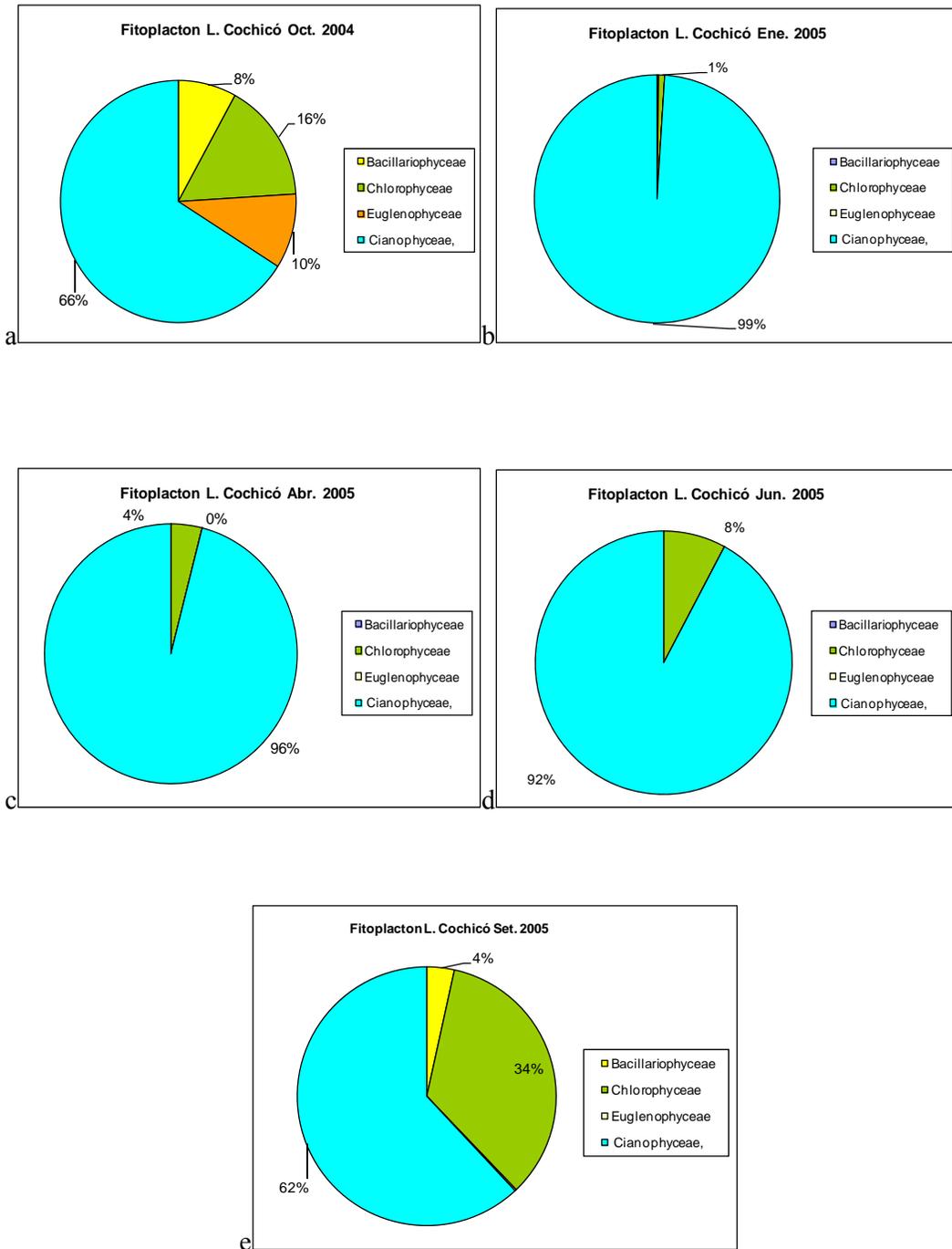


Fig. 95. Porcentajes de las Clases de algas que componen el fitoplancton Laguna Cochicó.

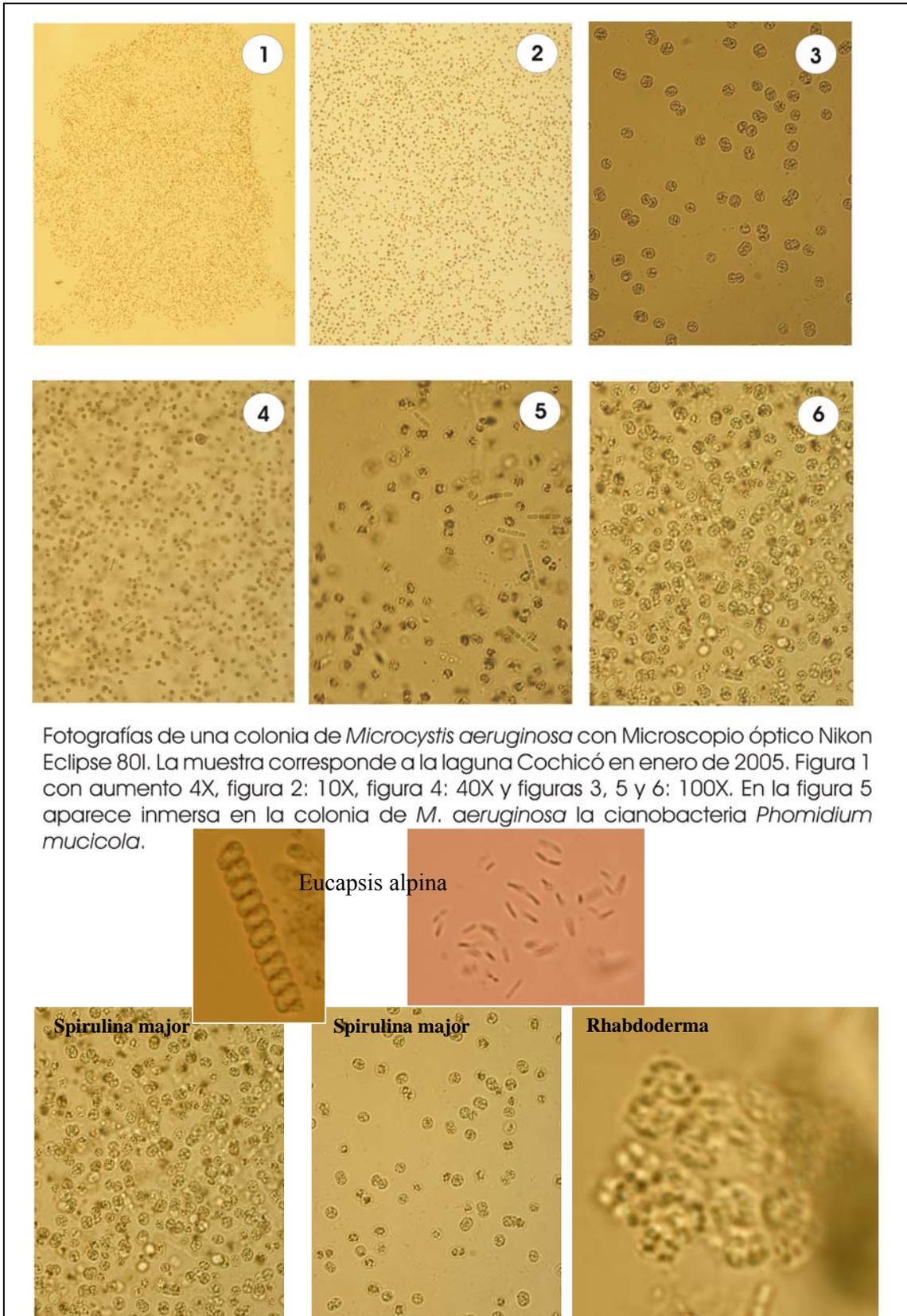


Fig. 96. Muestra de agua de la laguna Cochicó.

En el mes de abril y junio (Figs. 95 c y d) las Cyanophyceae siguieron dominando, encontrándose *Microcystis aeruginosa* (Fig. 97) en menor cantidad que los meses anteriores (Anexo C Tabla C 5). El color de las aguas verdes disminuyó su intensidad.

En el mes de septiembre (Fig. 95 e) la densidad celular para esta laguna fue de $11896 \text{ cel ml}^{-1}$ y su diversidad fue representada por 34 especies pertenecientes a las Clases *Cyanophyceae* (61,6 %), *Chlorophyceae* (34,2 %), *Bacillariophyceae* (3,42 %) y *Euglenophyceae* (0,2 %). Dentro de las especies estuvieron: *Dictyosphaerium pulchellum*, *Oocystis lacustris*, *O.parva*, *O. romboidea*, *Monoraphidium contortum*, *Chlorogonium sp.* (*Chlorophyceae*), *Gloeocapsa punctata*, *Eucapsis alpina*, *Aphanocapsa delicatissima*, *A.conferta* (*Cyanophyceae*).

En cuanto a los índices bióticos (Tabla 17), el de Shannon & Weaner indicaron aguas fuertemente eutrofizadas, a excepción del mes de octubre, la cual correspondió a aguas moderadamente contaminadas. La Equitabilidad alcanzó muy bajos niveles, acentuándose en el verano y la primavera, lo que indicó que los organismos presentes en la muestra se encuentran agrupados en unas pocas especies.



Fotografías de una colonia de *Microcystis aeruginosa* con Microscopio óptico Nikon Eclipse 80I. La muestra corresponde a la laguna Cochicó en enero de 2005. Figura 1 con aumento 4X, figura 2: 10X, figura 4: 40X y figuras 3, 5 y 6: 100X. En la figura 5 aparece inmersa en la colonia de *M. aeruginosa* la cianobacteria *Phormidium mucicola*.

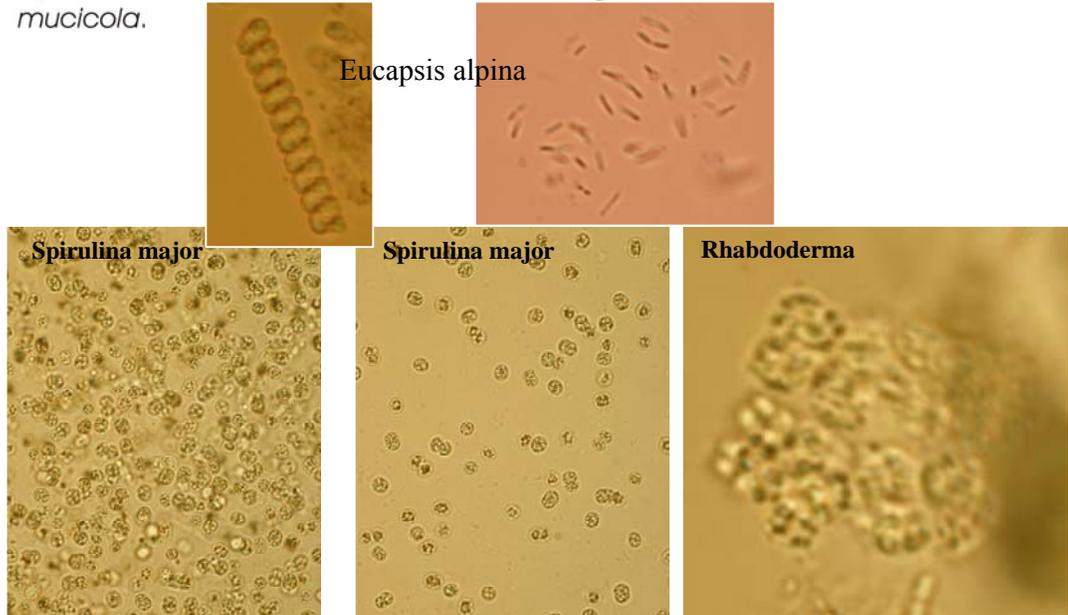


Fig. 97. Diferentes especies y colonias de fitoplancton identificadas en las muestras de aguas de las diferentes lagunas. Fuente: Elaboración propia.

ÍNDICE	L. Cochicó				
	Oct.	Ene.	Abril	Jun.	Set.
Shannon & Winer "H" (bits/ind)	2,38	0,40	1	1,8	1,14
Diversidad máxima "H' máx"	4,58	5,32	3,3	5,2	5,09
Equitabilidad "E"	0,52	0,20	0,3	0,4	0,22
Margalef "R"	4,05	3,76	5,7	3,9	5,22

Tabla 17. Índices bióticos de Laguna Cochicó en el período de estudio (2004-2005).

El índice de Margalef manifestó una disminución de la diversidad. Como se explicó anteriormente Margalef considera a la densidad celular como un parámetro del grado de eutrofia (Margalef, 1983), perteneciendo a lagos eutróficos aquellos cuya densidad celular están en el rango de $10^2 - 10^4$ cel ml^{-1} . Según esta clasificación la laguna Cochicó estaría caracterizada como hipertrófica.

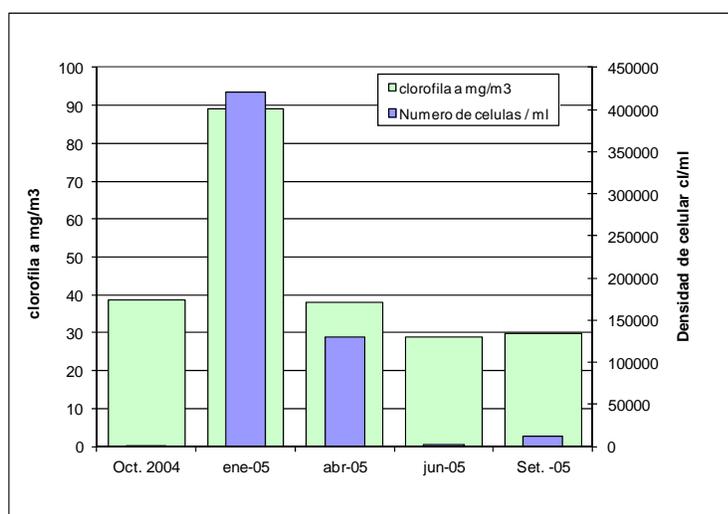


Fig. 98. Niveles de clorofila a y densidad celular observados durante el período de muestreo en Cochicó (LC).

En los meses estudiados la clorofila *a* alcanzó valores elevados característicos de aguas muy productivas. Los altos niveles de clorofila *a* que se observaron en enero en sitios donde las densidades celulares fueron bajas, se explica con el tamaño de la célula. En los lugares en los que se observó este fenómeno, las células fueron de mayor tamaño que en aquellos sitios en los cuales la relación clorofila *a*/células no fue tan alta.

3.1.7. Dendrogramas de los meses estudiados con los índices de Jaccard y de Bray y Curtis

Los dendrogramas calculados con el índice de Jaccard y de Bray y Curtis (Fig. 99) no mostraron gran diferencia en la composición cuali y cuantitativa del fitoplancton, lo que indicaría que los grupos formados difirieron entre sí por presentar cada uno unas pocas especies abundantes específicas. Ambos sitios del arroyo Pigüé se agruparon porque en ellos fue muy abundante la especie *Lepocinclis fusiformis* que estuvo ausente en los otros sitios muestreados. Las dos estaciones de la laguna Cochicó se agruparon porque en ellas dominó la cianoficea *Gloeocapsa punctata* que estuvo ausente o en muy bajas densidades en el resto de los sitios. Las estaciones de la laguna Del Monte presentaron varias especies con abundancias relativas semejantes, pero a la vez se diferenciaron un poco en cuanto a las especies menos abundantes por lo que mostraron mayor similitud cuantitativa que cualitativa.

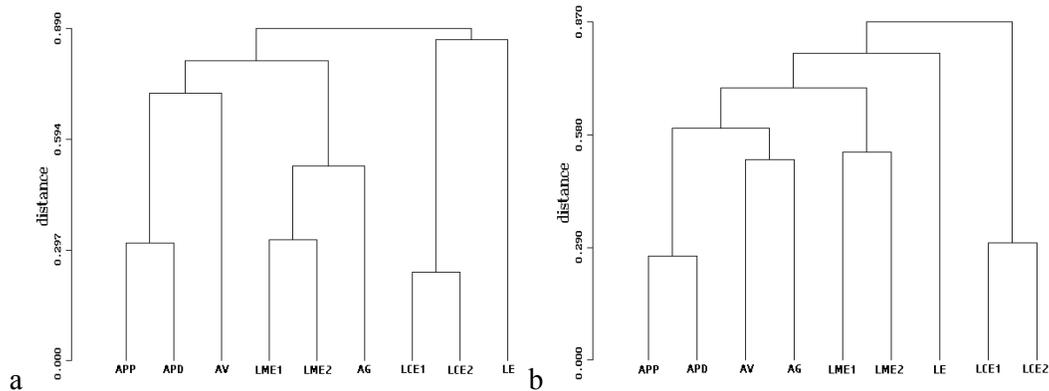


Fig. 99. Dendrogramas de octubre de 2004, a- calculado con el índice cuantitativo de Bray & Curtis, b- con el cualitativo de Jaccard.

En el mes de enero los dendrogramas calculados con los índices cuali y cuantitativo (Fig. 100) mostraron una separación de las lagunas Cochicó y Del Monte del resto de los sitios estudiados, seguramente por presentar un bloom de las especies *Microcystis aeruginosa* y *Microcystis* sp. Otras cianobacterias aparecieron con altas frecuencias, pero sus abundancias fueron despreciables al considerar sólo las dos especies mencionadas.

Las cianobacterias son especialmente abundantes en ambientes cálidos, ricos en nutrientes o poluidos y bajos en oxígeno y pueden crecer formando grandes cúmulos que colorean intensamente el agua (Hall y Leavitt, 1999; Havens *et al.*, 1999). De esto se puede inferir que el factor que impulsó el bloom en Las Encadenadas fue la alta temperatura alcanzada en el verano, ya que las restantes variables medidas fueron semejantes a las de octubre.

Muchas cianobacterias producen importantes toxinas (microcystinas, anatoxinas y saxitoxinas) y *M. aeruginosa* es una de ellas. Estas toxinas son liberadas al medio bajo condiciones particulares, siendo siempre la temperatura elevada el factor desencadenante. Es importante tener presente que los blooms de algas tóxicas ocurren a lo largo del mundo y producen mortandades masivas de animales e incluso de seres humanos. Frente a esta problemática se hace imprescindible determinar si la cepa de *M. aeruginosa* encontrada en este sistema es una de las potencialmente peligrosas.

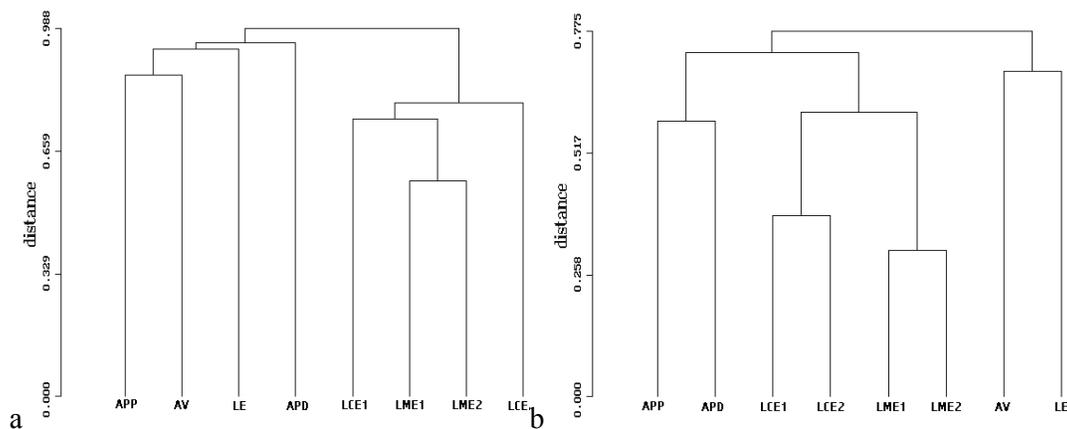


Fig. 100. Dendrogramas de enero 2005, a- calculado con el índice cuantitativo de Bray & Curtis, b- con el cualitativo de Jaccard.

El fitoplancton de la laguna Epecuén tuvo diferencias en composición específica con las demás lagunas muestreadas, lo que se debió posiblemente a la salinidad de sus aguas. En abril el dendrograma calculado con el índice cuantitativo de Bray y Curtis (Fig. 101) reveló que el fitoplancton de la laguna Epecuén fue muy semejante al encontrado en la desembocadura del arroyo Pigüé (BC = 0,18).

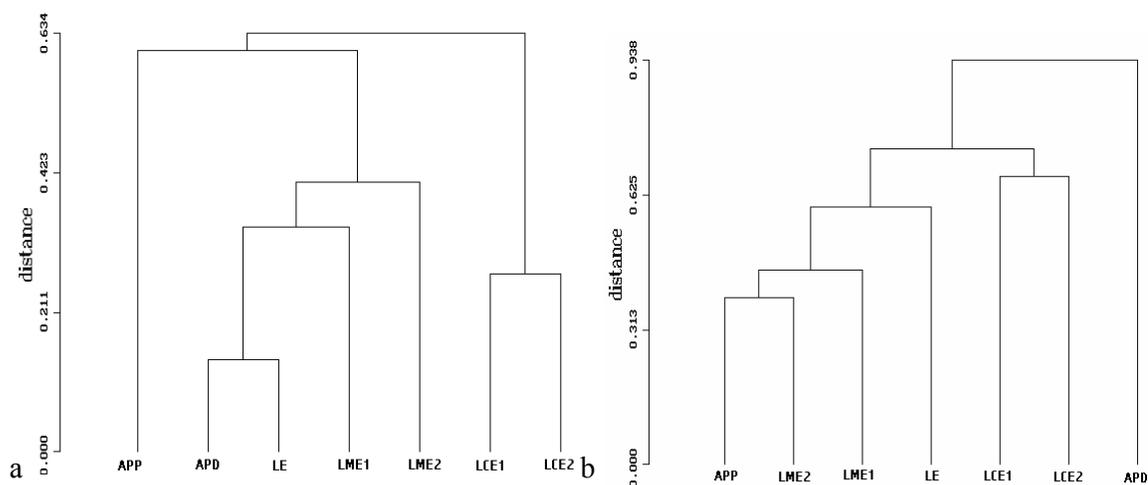


Fig. 101. Dendrogramas de abril de 2005, a- calculado con el índice cuantitativo de Bray & Curtis, b- con el cualitativo de Jaccard.

La desembocadura del arroyo Pigüé difirió notablemente de las demás estaciones de muestreo por la presencia de especies de algas verdes ausentes en otros puntos en los meses de abril y junio. Esto se observa claramente en el dendrograma calculado con el índice cualitativo de Jaccard ($J = 0,97$) (Fig. 102). Las clorofíceas más representadas fueron: *Chlamydomonas* sp., *Oocystis parva*, *Oocystis rhomboidea*, *Carteria* sp., *Monoraphidium* spp. y *Schroederia* sp.

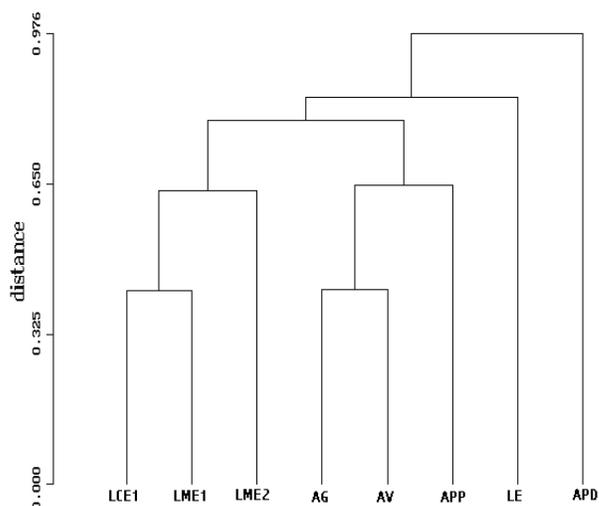


Fig. 102. Dendrograma de junio de 2005 calculado con el índice cualitativo de Jaccard.

Los dendrogramas de setiembre (Fig. 103) muestran que la composición cuali y cuantitativa es semejante porque en ambos se mantienen las agrupaciones. La estación APD en los dos dendrogramas se mostró como el punto más disímil de todos. Las

diferencias encontradas en estos gráficos se deben a que existen varias especies con abundancia relativa poco importante, dicha condición fue la que permitió agrupar los sitios en forma diferente.

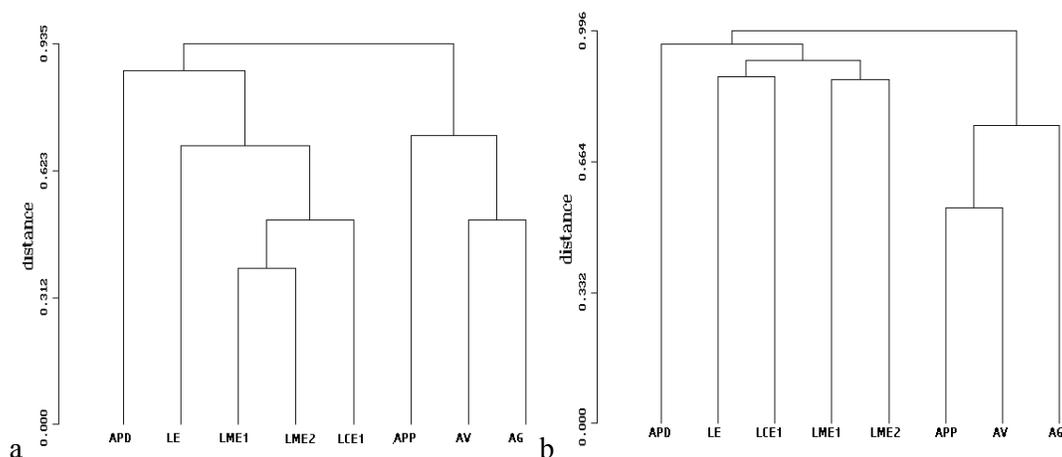


Fig. 103. Dendrogramas de setiembre de 2005, a- calculado con el índice cuantitativo de Bray & Curtis, b- con el cualitativo de Jaccard.

3.2. Análisis Físico Químico

3.2.1. Parámetros físicos

El pH indica la acidez del agua y sirve para comparar algunos de los iones más solubles en agua. Indica el número de iones libres de hidrogeno (H^+) en una sustancia. El pH está determinado por una consideración entre el número de protones (iones H^+) y el número de iones hidroxilo (OH^-). Cuando el número de protones iguala al número de iones hidroxilo, el agua es neutra, el pH será de 7. El pH puede variar entre 0 y 14. Cuando el pH de una sustancia es mayor de 7, es una sustancia básica y ácida cuando está por debajo de 7. Entonces cuanto más se aleje el pH por encima o por debajo de 7, más básica o ácida será la solución (Margalef, 1983).

Las aguas de las lagunas son alcalinas (Fig. 104), sus valores de pH son superiores a 7. Se observa una variación estacional muy importante. En invierno los valores son normales oscilando entre 7,4 y 8. Sin embargo, durante el verano se produce un aumento muy importante del mismo alcanzando valores de 11,5. Un pH de este nivel puede producir enturbiamiento del agua, la cual adquiere paulatinamente un olor a descomposición de materia vegetal ya que las plantas no crecen por exceso de sales

calcáreas. Esta condición puede provocar alteraciones en la vida vegetal y animal del ecosistema.

De los arroyos del sistema, el arroyo Pigüé presenta aguas alcalinas (Fig. 105). En sus tres tramos registra variaciones importantes, presentando valores más altos hacia la desembocadura del mismo. Este aumento se explica por la presencia de un manto de carbonato de calcio en la cuenca baja aportando carbonatos durante la época de lluvias (primavera - verano). También este lugar sufre la influencia de la laguna Epecuén la cual y como se verá más adelante, posee una gran cantidad de sales.

El comportamiento de los demás arroyos es similar al arroyo Pigüé (Fig. 106). Durante el verano el pH aumenta de forma significativa. Sin embargo, los valores no son tan acentuados como en el caso del arroyo Pigüé dado que no sobrepasan el valor 11.

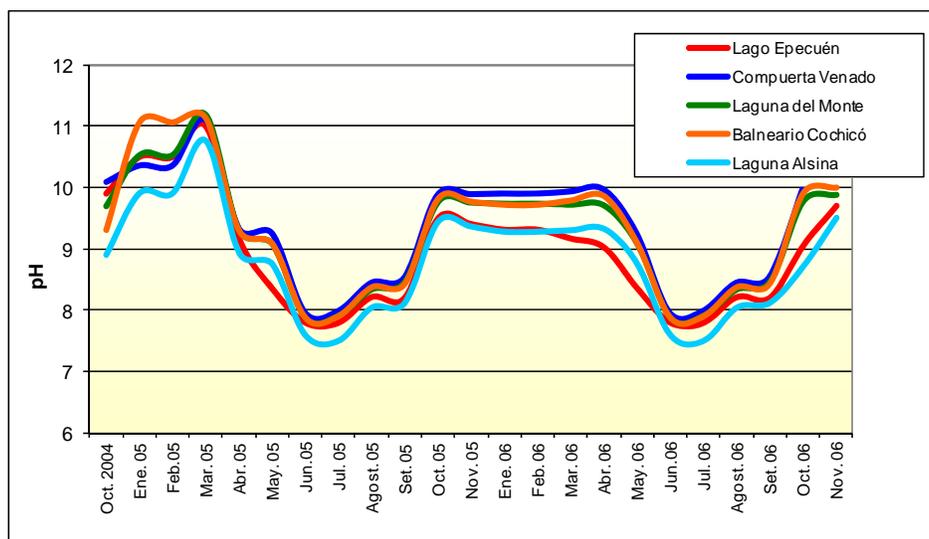


Fig. 104. Variación anual del pH en lagunas en el período octubre 2004 – diciembre 2006.

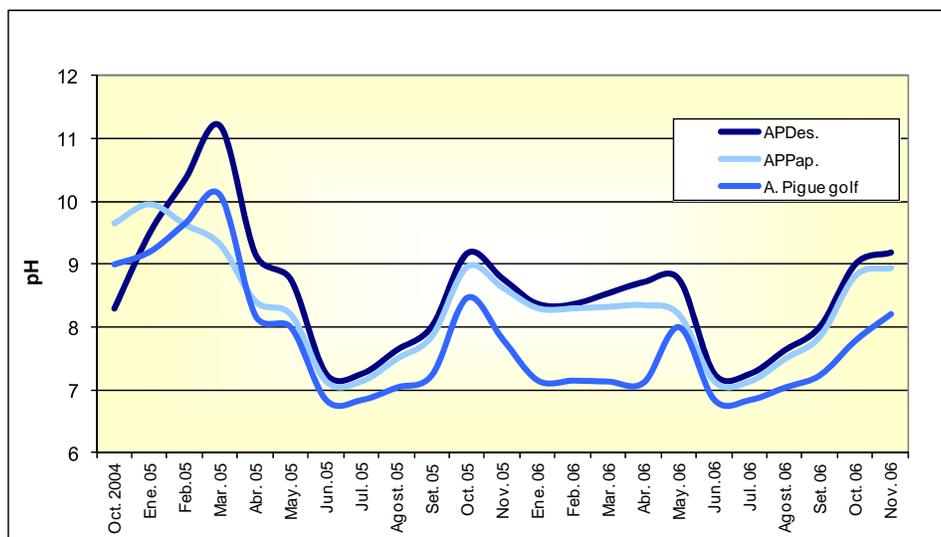


Fig. 105. Variación anual del pH en Arroyo Pigüé en el período octubre 2004 – diciembre 2006.

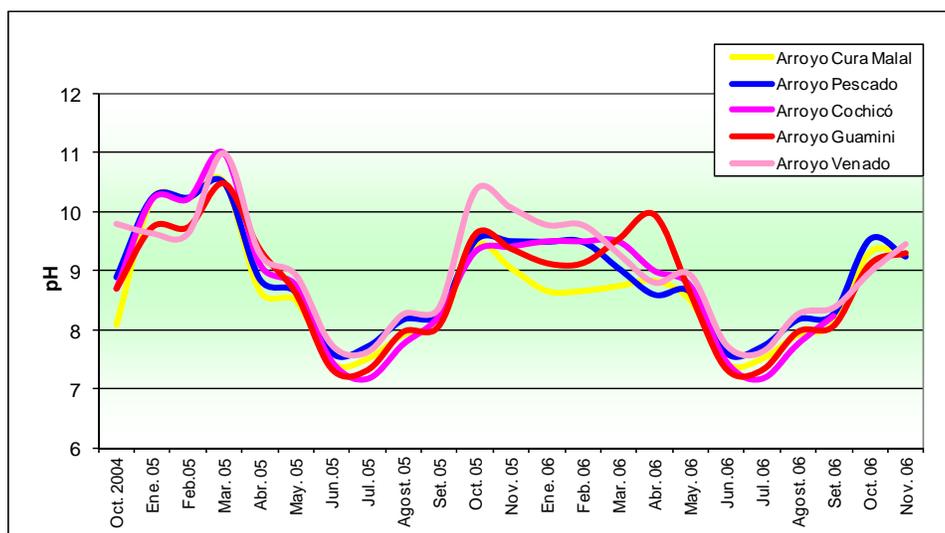


Fig. 106. Variación anual del pH en arroyos en el período octubre 2004 – diciembre 2006.

En cuanto a las columnas de agua (Fig. 107) la laguna Alsina presentó un perfil homogéneo de pH. En laguna Cochicó se observa una diferencia importante aumentando casi 1 punto a partir de los 2 m de profundidad. La laguna Del Monte también presenta una columna de agua homogénea. Sin embargo se puede observar un pequeño aumento de pH en el primer metro de profundidad que luego disminuye paulatinamente. Estas variaciones de pH son importantes sobre todo para la vida acuática.

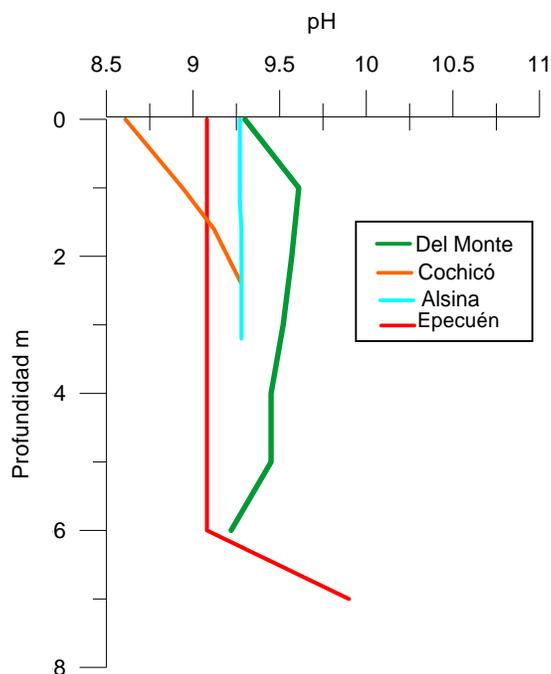


Fig. 107. Perfil Vertical de pH en las lagunas Las Encadenadas para abril 2005.

El Oxígeno Disuelto (OD) es la cantidad de oxígeno que está disuelto en el agua. El nivel de OD puede ser un indicador de cuan alterada está el agua. Generalmente un nivel alto de OD indica en ciertos casos mejor calidad del agua. Estos niveles pueden variar de 0 a 18 ppm aunque la mayoría de los cuerpos de agua requieren un mínimo de 5 a 6 ppm para soportar una diversidad acuática (Margalef, 1983). Si los niveles de OD son inferiores a 5 mg l^{-1} puede afectar la vida vegetal y animal. Desde el punto de vista de las variables físicas del ambiente, la temperatura y la salinidad condicionan el valor del OD en el agua. Desde el punto de vista de la actividad biológica, la presencia de materia orgánica conduce a la ocurrencia de degradación que consume OD.

La distribución del OD a lo largo del tiempo (Fig. 108) en las lagunas está condicionada por la descomposición de la materia orgánica y la actividad fotosintética. En el verano de 2005 se midió valores muy elevados de OD que coincide con los blooms de algas. En marzo de 2005 y 2006 se observa una brusca disminución que se acentúa en laguna Cochicó. Esta variación se puede explicar por la presencia de una comunidad de microalgas, blooms, que al realizar la fotosíntesis liberan una gran cantidad de oxígeno. Como resultado se tiene valores muy altos de OD.

En ausencia de oxígeno disuelto la materia orgánica sufre oxidación por bacterias heterotróficas creando un potencial de oxido-reducción. Este potencial de

oxido reducción (REDOX) induce un déficit de oxígeno disuelto en el sistema (Margalef, 1983). La descarga de materia orgánica a las lagunas durante los períodos de lluvia, en adición a la sedimentación continua de detritos y organismos planctónicos, sostienen una demanda bioquímica de oxígeno disuelto suficientemente alta como para mantener condiciones anaeróbicas.

Entonces, cuando la floración desaparece, se produce un alto consumo de oxígeno por respiración algal y por el incremento de la actividad bacteriana durante la degradación de la materia orgánica que sedimenta cuando el bloom desaparece (Margalef, 1983). Este proceso hizo que las lagunas registraran valores anóxicos en el mes de marzo (Fig.108), especialmente laguna Cochicó con valores de menos de 2 mg l⁻¹. La formación de espesas capas flotantes puede resultar catastrófica para otros organismos acuáticos, pues evitan el paso de la luz y provocan grandes fluctuaciones en el oxígeno disuelto.

La laguna Cochicó presenta además máximos en julio que estarían relacionados a las variaciones anuales de temperatura del agua (Fig.109). Las floraciones y las variaciones de OD están en estrecha relación con la temperatura (Wetzler, 1981).

Temperaturas muy elevadas en el agua pueden producir condiciones anóxicas y pueden afectar en mayor medida a lagos poco profundos debido a que la radiación solar calienta casi la totalidad del cuerpo de agua. Los procesos de interacción aire – agua (Cap. III) en la región son muy importantes lo que incide directamente en la temperatura del agua.

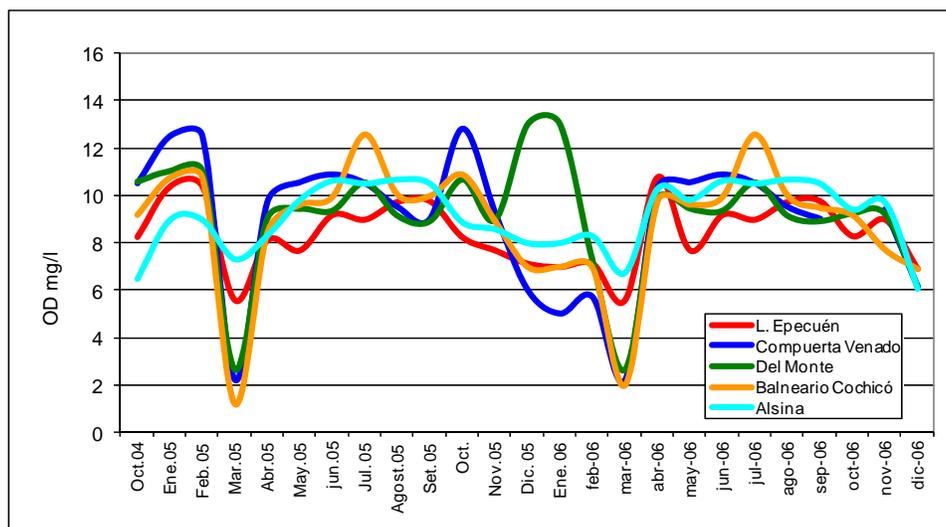


Fig. 108. Variación anual de OD en lagunas Las Encadenadas en el período octubre 2004 – diciembre 2006.

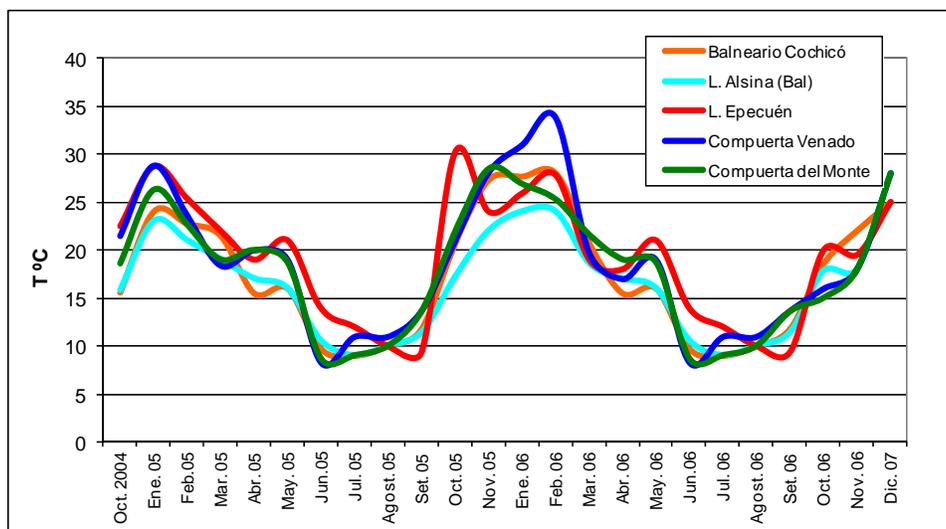


Fig. 109. Variación anual de temperatura en las lagunas período octubre 2004 – diciembre 2006.

Si bien las lagunas no tienen estratificación termal (Wetzler, 1981), en algunas se registraron variaciones mínimas de temperatura en profundidad. El perfil térmico de la laguna Epecuén fue homogéneo presentando valores constantes en la columna de agua de temperatura y OD a finales del verano (Fig. 110).

La laguna Del Monte registra en la columna de agua una disminución de la temperatura a partir del metro y medio de profundidad. Esta disminución de la temperatura origina un aumento del OD (Fig. 111). La temperatura del agua es alta, sin embargo no hay condiciones de anoxia debido a los blooms que se registraron en la fecha. Lo mismo ocurre en laguna Cochicó, que presenta una columna de agua homogénea y sobresaturación de oxígeno producto de las floraciones (Fig. 112). Por último, laguna Alsina se comporta de igual manera; a una disminución de la temperatura con la profundidad hay un aumento de OD en las capas inferiores (Fig.113).

En cuanto a los arroyos la variación de OD es mayor que en las lagunas (Fig. 114), lo cual se atribuye a los movimientos del agua en la búsqueda de su nivel de base. La turbulencia y agitación de los arroyos incrementa la aireación natural (Figs. 115 y 116), la caída de agua en pequeñas cascadas atrapa aire, incrementando el OD.

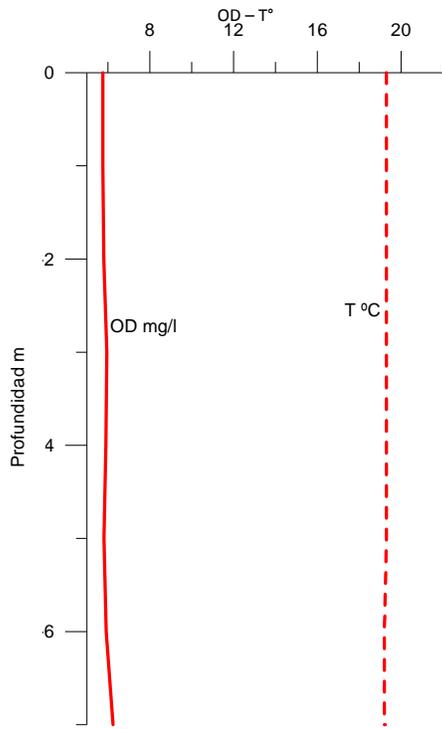


Fig. 110. Perfil vertical de OD y T en la laguna Epecuén, marzo 2006.

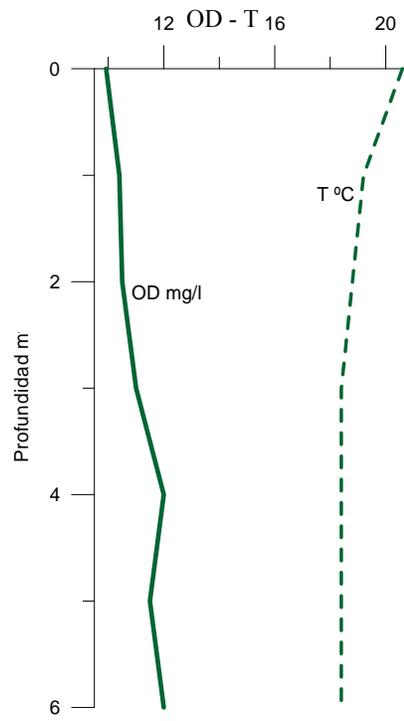


Fig. 111. Perfil vertical de OD y T en la laguna Del Monte, marzo 2006.

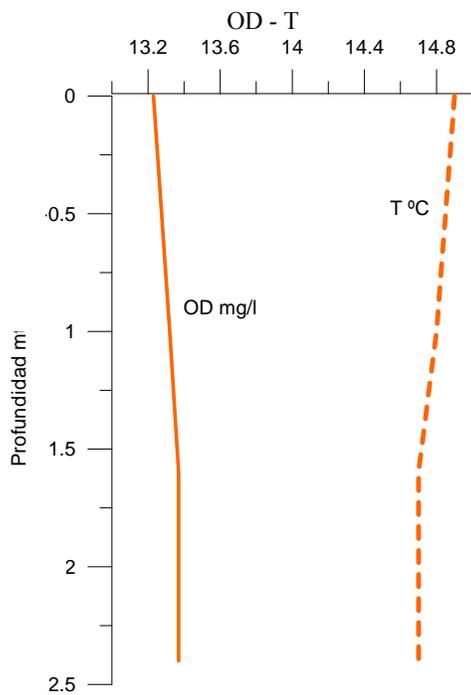


Fig. 112. Perfil vertical de OD y T en la laguna Cochicó, marzo 2006.

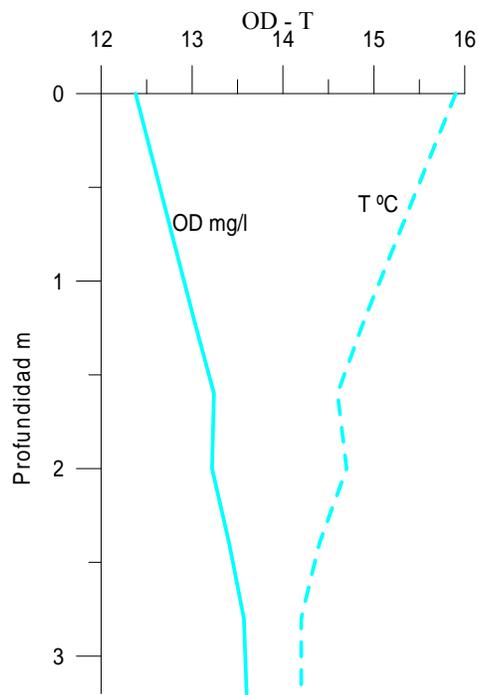


Fig. 113. Perfil vertical de OD y T en la laguna Alsina, marzo 2006.

La temperatura actúa como elemento limitante del OD (Fig. 114) así a medida que la temperatura cambia, el máximo potencial de OD cambia. Durante el verano los organismos vivientes aumentan su actividad por encontrar agua más tibia, incrementando la demanda de oxígeno. Es por esta razón que el OD de los arroyos decrece durante el verano mientras que en el transcurso del invierno se produce una sobresaturación del mismo.

Cabe aclarar que el decrecimiento del OD hasta cero en arroyo Cochicó se debe a la desecación del mismo debido a la época sequía. Por otro lado se observa también que arroyo Guamini registra una disminución significativa en marzo del 2005 producto de la intensa productividad que presentó en este período.

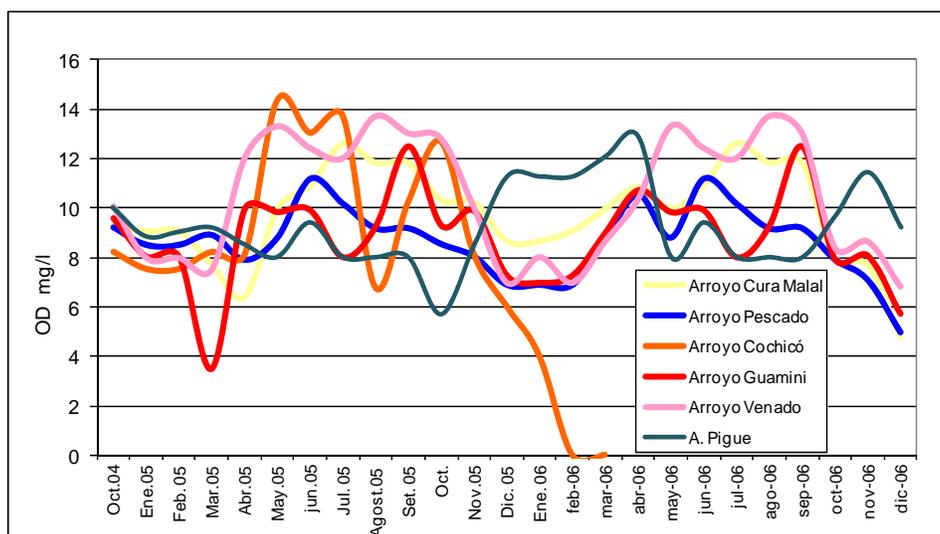


Fig. 114. Variación anual del OD en arroyos en el período octubre 2004 – diciembre 2006.

La turbidez del agua como su nombre lo indica se refiere al grado de transparencia de la misma. Como consecuencia de la sedimentación de las partículas en el fondo, los lagos poco profundos se colmatan más rápido (Wetzler, 1981). Las lagunas presentan valores elevados de turbidez, pero entre ellas existen importantes diferencias. La laguna Epecuén presenta altos niveles de turbidez que pueden ser atribuidos a la alta salinidad que presenta el agua. Además esta laguna es la que presenta la mayor superficie, razón por la cual los vientos tienen mayor influencia sobre el cuerpo de agua. Esto se puede apreciar en la figura 117, la turbidez disminuye con la profundidad.



Fig. 115. Cuenca media Arroyo Cura Malal.



Fig. 116. Cuenca media Arroyo Venado.

En el caso de la laguna Del Monte ocurre lo contrario la turbidez aumenta con la profundidad, lo cual puede ser atribuido a dos causas principales. La primera es la descarga de aguas de los afluentes a la laguna, arroyos Guaminí y Malleo Leufú. La segunda por sedimentos resuspendidos del fondo. Se observó en varias oportunidades la presencia de una gran cantidad de carpas. Estos peces se mueven por el fondo que es su lugar de alimentación contribuyendo así a la remoción de los sedimentos de fondo.

En el caso de la laguna Cochicó los altos niveles de turbidez se deben exclusivamente a la alta producción primaria. Esta colorea las aguas de color verdoso haciendo que la transparencia sea casi cero. La diferencia de las aguas se aprecia a simple vista. En la figura 118 se aprecia la diferencia de color de las aguas de la laguna Cochicó con sus vecinas observada en una imagen satelital. Por último la laguna Alsina es la que presenta la mayor turbidez debido en primer lugar a que es una de las lagunas menos profundas, junto con Cochicó, con lo cual un viento suave remueve los sedimentos de fondo. También en esta laguna se observó una cantidad importante de carpas que remueven los sedimentos de fondo.

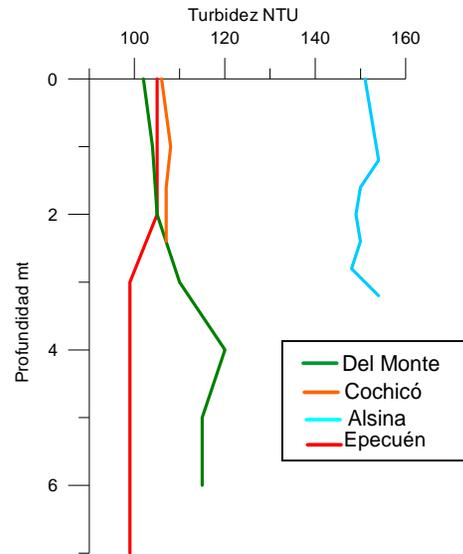


Fig.117. Perfil vertical de Turbidez en lagunas Las Encadenadas, marzo 2006.

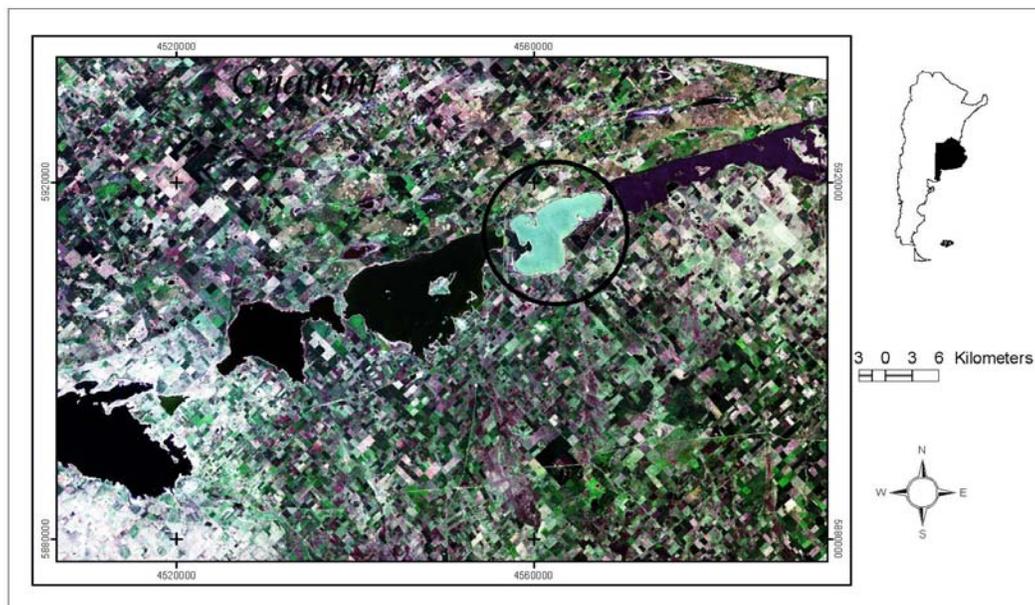


Fig. 118. Imagen Satelital Landsat 7 enero 2006, donde se observa el diferente color que presenta la laguna Cochicó.

3.2.2 Parámetros químicos

Las sales disueltas en agua se descomponen en iones cargados positivamente y negativamente. La conductividad se define como la capacidad del agua para conducir una corriente eléctrica a través de los iones disueltos. Las soluciones de la mayoría de los compuestos inorgánicos (por ej. aniones de cloruro, nitrato, sulfato y fosfato) son

relativamente buenos conductores. Por el contrario, moléculas de compuestos orgánicos que no se disocian en soluciones acuosas (por ej. aceites, fenoles, alcoholes y azúcares) son pobres conductores de una corriente eléctrica (Wetzler, 1981).

La salinidad es una medida de la cantidad de sales disueltas en agua. La salinidad y la conductividad están relacionadas porque la cantidad de iones disueltos aumentan los valores de ambas. Las sales en el mar son principalmente de cloruro de sodio (NaCl). Sin embargo, otras aguas salinas tienen una salinidad elevada debido a una combinación de iones disueltos como sodio, cloruro, carbonato y sulfato.

La salinidad y conductividad de las lagunas Las Encadenadas varían significativamente de una laguna a la otra, aumentando de Este a Oeste. De acuerdo a los niveles de salinidad y conductividad laguna Epecuén es un caso muy especial, no sólo si se la compara con las lagunas que forman el sistema, sino a nivel mundial. Por esta razón se la tratará por separado.

La salinidad medida caracteriza a las lagunas Venado, Cochicó y Del Monte (Figs. 119a - c) como Mesohalinas y Laguna Alsina (Fig. 119d) como Oligohalina según la clasificación de Ringuelet (1962). Efectuando una comparación entre los valores de salinidad y conductividad registrados en el tiempo (Fig.120) se observa un aumento durante la época de verano. Este incremento estaría relacionado con un aumento de la evaporación producto del ascenso de la temperatura. También en los años analizados las lagunas disminuyeron su volumen lo cual contribuyó a la mayor salinidad. El rango de variación de la conductividad eléctrica asociada a los valores de salinidad es amplio, en laguna Venado desde un mínimo de 8,5; laguna Del Monte 6,5; laguna Cochicó 4,5 y Alsina 0,5 a un máximo de 10,5; 10,6; 8 y 10 respectivamente. Se destaca que en laguna Del Monte durante los últimos meses de 2006 la salinidad tuvo un incremento importante para el desarrollo de la vida ictícola.

La subsecretaría de Actividades Pesqueras expresa en un informe técnico en el año 2002 una tendencia de las lagunas Venado, Cochicó y Del Monte a la desalinización. Este proceso finaliza en el período 2002 – 2004, iniciándose un nuevo ciclo de salinización en dichas lagunas. El proceso de desalinización coincide con un aumento de aportes de agua dulces producto de un ciclo húmedo iniciado en la década del 70. Durante los años 2003 a 2006 la precipitación estuvo por debajo de la media, razón por la cual las lagunas recibieron menores aportes de agua dulce y en consecuencia un aumento de la salinidad (Fig. 120).

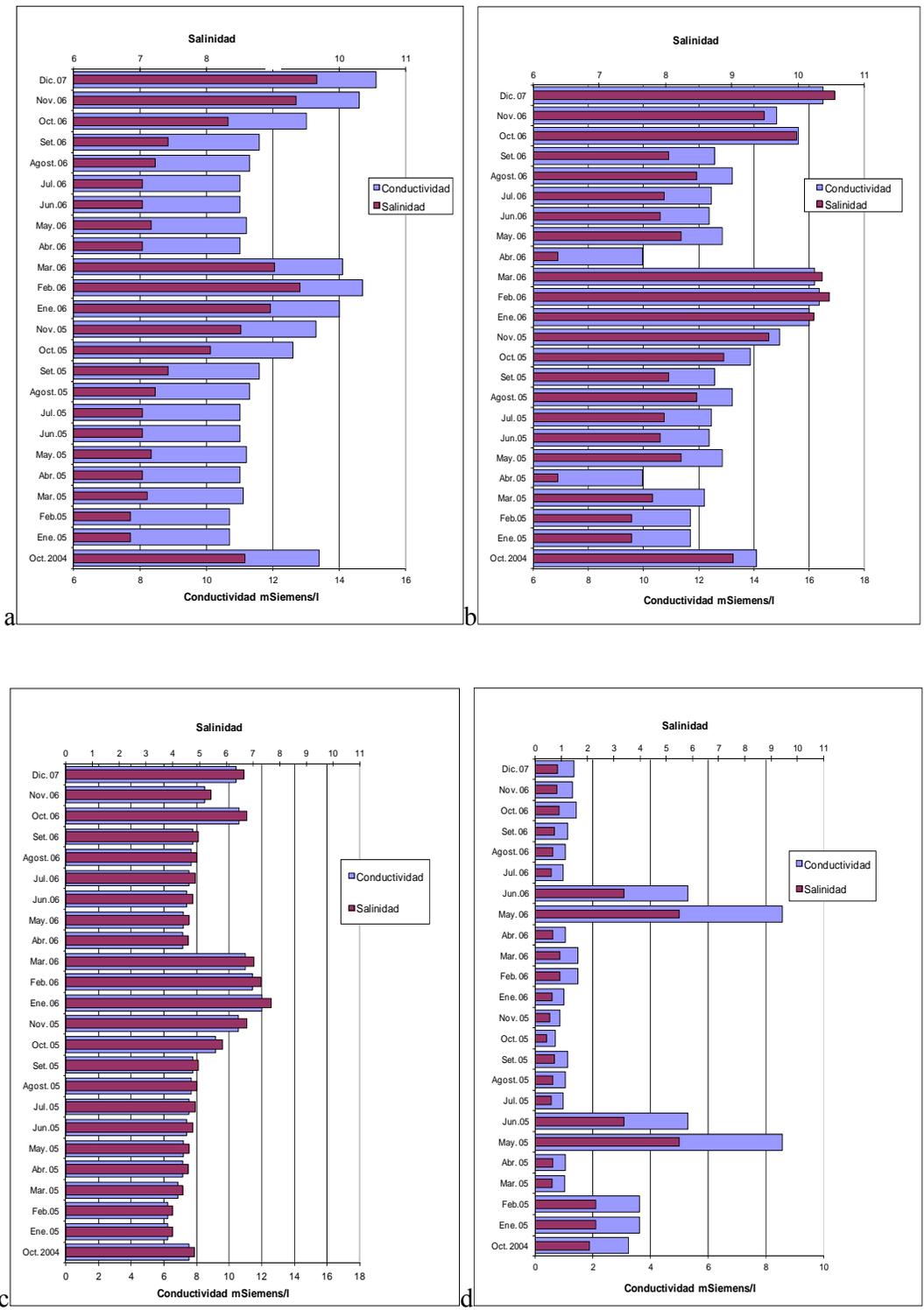


Fig. 119. Variación anual de salinidad y conductividad a- Venado b- Del Monte c- Cochicó d- Alsina.

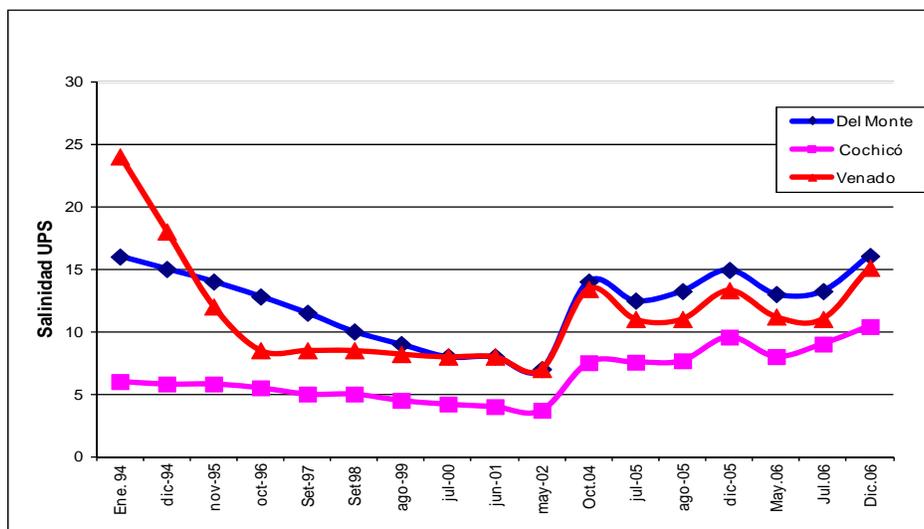


Fig. 120. Evolución de la salinidad en UPS en el período 1993 – 2006. Fuente: Elaboración propia a partir de datos de la Subsecretaría de Actividades Pesqueras Ministerio de Asuntos Agrarios y datos propios.

Cl ⁻		SO ₄		HCO ₃	
Denominación	Valor meq l ⁻¹	Denominación	Valor meq l ⁻¹	Denominación	Valor meq l ⁻¹
Hiperclorurada	> 700	Hipersulfatada	>58	Hiperbicarbonatada	>7
Clorotalásica	700 a 420	Sulfatada	58 a 24	Bicarbonatada normal	7 a 2
Clorurada fuerte	420 a 140	Oligosulfatada	24 a 6	Hipobicarbonatada	<2
Clorurada medio	140 a 40	Sulfatada normal	<6		
Oligoclorurada	40 a 15				
Clorurada normal	< 10				

Tabla 18. Clasificación de aguas según Shöller 1955.

Shöller (1955) propone una clasificación del agua sobre la base de la concentración de iones cloruros, sulfatos o bicarbonatos (Tabla 18). La presencia de

calcio en las aguas dulces depende de la proximidad de fuentes naturales. Las concentraciones típicas son menores a 15 mg l^{-1} , mientras que aguas cercanas a rocas carbonatadas pueden estar en el rango de $30 - 100 \text{ mg l}^{-1}$. La laguna Del Monte presentó una variación en las diferentes estaciones de muestreo (Fig. 121). El agua superficial presentó un enriquecimiento de calcio durante el invierno y principios de la primavera en la estación LM E3. Este aumento puede explicarse por la presencia de materiales ricos en calcio cercano al punto de muestreo y disminución de aportes de agua dulce provenientes de las precipitaciones. Esto significa que el agua de la laguna en este punto es dura durante el invierno ($< a 9 \text{ mg l}^{-1}$) y blanda en el verano.

Se muestra en la figura 122 la concentración de Ca en las lagunas Alsina, Cochicó y Venado. Las dos últimas presentan valores normales para las aguas continentales es decir, apenas superan los 15 mg l^{-1} . La laguna Alsina en cambio, presenta un contenido mayor, hasta 35 mg l^{-1} , que se explica por el contacto directo del agua de la laguna con la tosca. El aumento del calcio en todas las lagunas en los meses de invierno puede ser atribuido al escaso aporte de agua dulce proveniente de las lluvias (28 mm entre los meses de julio, agosto y septiembre). La laguna Cochicó y Venado tienen entonces aguas blandas y la laguna Alsina aguas duras prácticamente todo el año.

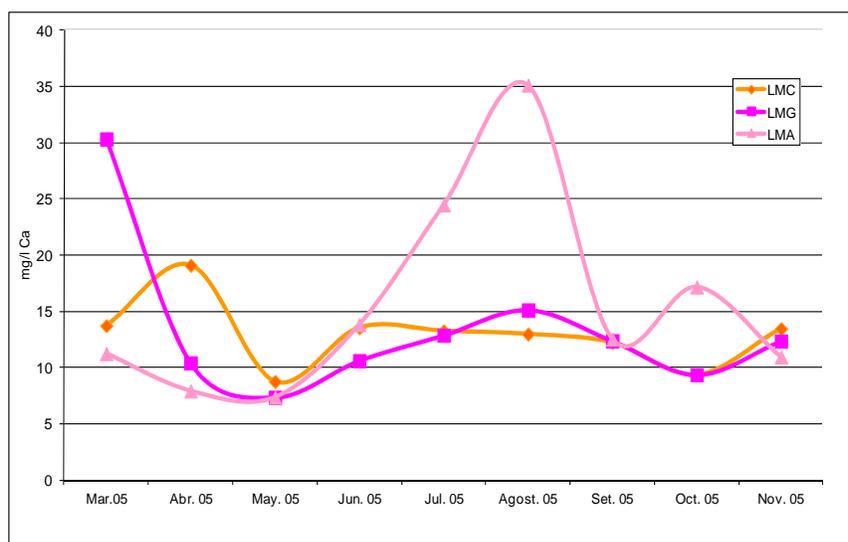


Fig. 121. Variación anual de Ca en tres estaciones de muestreo en Laguna Del Monte (año 2005).

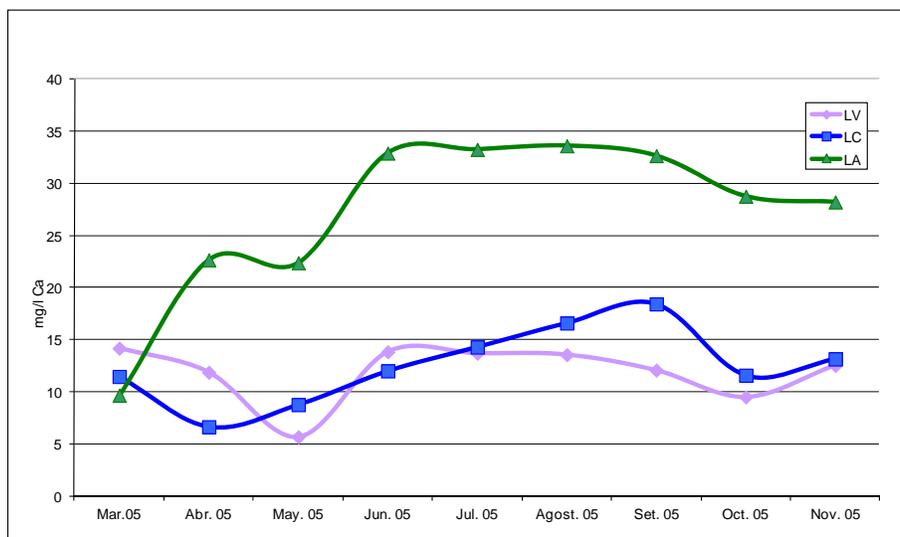


Fig. 122. Variación anual de Ca^{++} en lagunas Venado, Cochicó y Alsina (año 2005). LV: laguna Venado, LC: laguna Cochicó y LA: laguna Alsina.

Los cloruros son indicadores de uso de detergentes clorados. Además, según Wetzler (1981), el cloruro de sodio puede originarse del loess que lo contiene junto con el sulfato de sodio, aunque de los dos, el primero se halla en mayor proporción y es mucho más soluble. La cantidad de cloruros define la calidad de agua 350 mg l^{-1} es el límite para el agua potable (FAO, 2004). Los cloruros pueden afectar la presencia de peces.

Laguna Alsina posee una distribución homogénea y valores relativamente bajos de cloruros (Fig. 123). En laguna Del Monte los valores de Cl son muy elevados todo el año (Fig. 123) sobrepasando los 3000 mg l^{-1} . Se ha detectado en las últimas décadas una disminución de la pesca de pejerrey (principal recurso de la localidad en esta laguna) debido a la desaparición del mismo por causas no conocidas. Observando los niveles de cloruros la desaparición de peces podría estar relacionado a la elevada cantidad del mismo. La laguna Venado también presenta valores altos de cloruros y sin cambios significativos durante el año. La laguna Cochicó tiene valores menores a los de la laguna Venado, registrándose un aumento importante durante el mes de agosto.

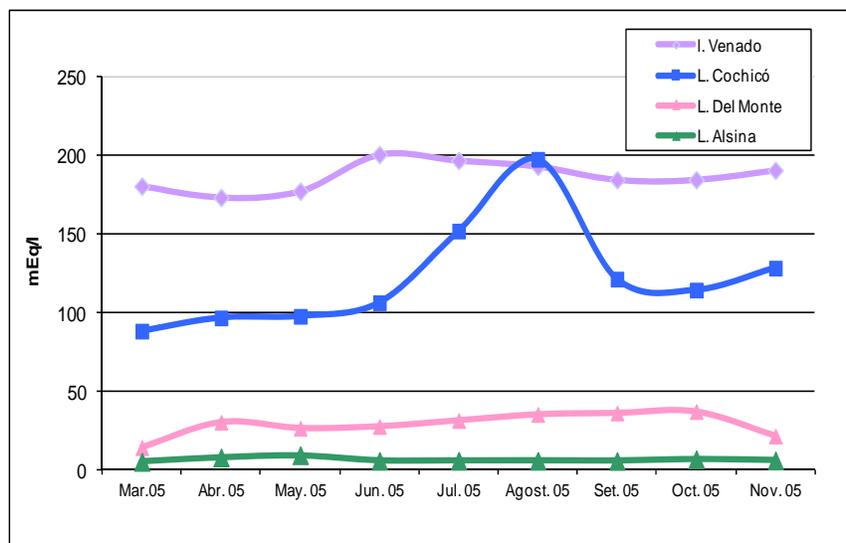


Fig. 123. Distribución anual de Cl en lagunas Del Monte, Cochicó, Alsina y Venado (año 2005).

Si siguiendo la clasificación de Shöller (1955) las aguas de laguna Venado son Hiperbicarbonatadas, Clorurada fuerte e Hipersulfatadas; Del Monte es Clorurada fuerte a Oligoclorurada hacia el Oeste de la misma e Hipersulfatada; Cochicó es Hiperbicarbonatada, Clorurada media y Sulfatada y por último Alsina es Hiperbicarbonatada, Clorurada normal y Sulfatada normal.

Para interpretar procesos de precipitación y disolución en las diferentes lagunas del sistema, se establecieron relaciones entre los cationes y aniones y se confrontaron las más solubles con las menos solubles. Los cocientes entre concentraciones de Na y los aniones muestran una disminución gradual de Este a Oeste respecto al Cl y un aumento en relación a HCO_3 (Tabla 19). Esto indica un importante aporte de sales de mayor solubilidad hacia la laguna Venado.

El cociente $(\text{Ca} + \text{Mg})/\text{SO}_4$ evidencia escasa variación lo que podría interpretarse como una creciente precipitación de material calcáreo, principalmente en los suelos ubicados en las márgenes de las lagunas cuando el agua se retira y el perfil de suelo que se deseca (González Uriarte y Orioli, 1998). La relación entre el Cl y SO_4 es relativamente constante debido a que los aportes de sales en forma de cloruros se verían compensados por disoluciones equivalentes de sulfatos.

El cociente entre $\text{Cl}+\text{SO}_4/\text{HCO}_3$ también aumenta en el mismo sentido (Este – Oeste) (Tabla 20), de igual forma que la relación entre cationes monovalentes y bivalentes. Esto explicaría la creciente precipitación de sales pocos solubles, especialmente cationes alcalinos. Se observa además un aumento de los cocientes entre cationes y aniones, lo cual indica que no sólo precipitan sales de Ca y Mg sino también en cierta proporción de Na y K, ya que, a medida que aumenta la concentración total, se observa una disminución gradual del cociente de estas relaciones de 0,51 en Alsina a 0,04 en Venado.

	Na/Cl	Na/SO ₄	Na/HCO ₃	Ca+Mg/Cl	Ca+Mg/SO ₄	Ca/Mg+HCO ₃
Alsina	2,41	2,3	0,73	0,4	0,4	0,12
Cochicó	0,97	2,52	1,82	0,04	0,1	0,07
Del Monte	0,85	3,02	2,27	0,01	0,05	0,04
Venado	0,98	2,72	2,33	0,01	0,03	0,03

	Cl/SO ₄ (1)	Cl+SO ₄ /HCO	Na+K/Ca+Mg	(1)/(3)	(2)/(3)
Alsina	1,03	2,62	7,3	0,2	0,51
Cochicó	2,82	2,62	25,82	0,11	0,1
Del Monte	3,56	3,96	67,98	0,06	0,06
Venado	2,72	3,32	85	0,03	0,04

Tabla 19. Relaciones entre cationes y aniones en el agua de las lagunas Las Encadenadas del Oeste.

Como se expresó anteriormente la salinidad de laguna Epecuén merece un tratamiento aparte. La alimentación debida a napas subterráneas ascendentes por planos de falla ha introducido en ella gran cantidad de sales. Está ubicada sobre cuencas artesianas, lo cual resulta muy interesante desde el punto de vista industrial por constituir depósitos salinos de reserva renovables. Si se considera solo la alimentación por cuatro surgentes el aporte anual es de 2048 toneladas de sales anuales (Cordini, 1959). En la figura 124 se observa la conductividad y salinidad de la laguna. Si bien tanto una como la otra presentaron variaciones importantes a lo largo del año, no registraron valores menores a 57 mS l⁻¹ y 250 respectivamente. Su salinidad sólo es comparada con la del mar Muerto, de acuerdo a la clasificación de Ringuelet (1962) son aguas hiperhalinas.

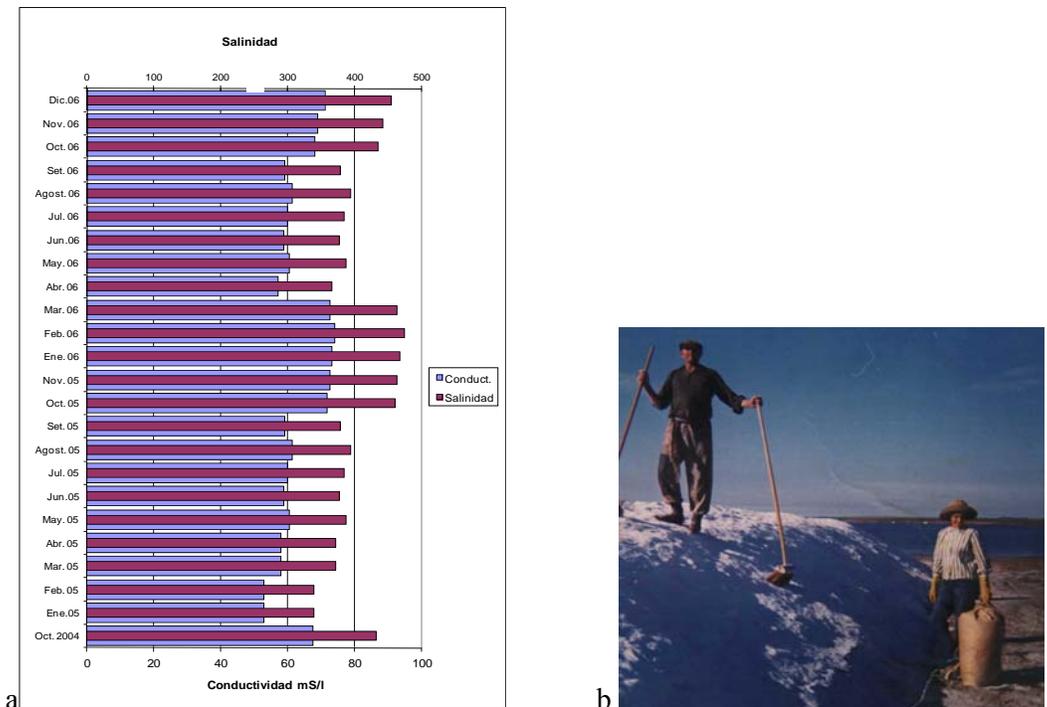


Fig. 124. a- Variación anual de salinidad y conductividad de la laguna Epecuén b- Pilas de sal que se formaban en las orillas de las lagunas.

La variación anual de los aniones y cationes se presenta en las figuras 125 y 126. Cabe aclarar que no se pudo determinar la cantidad de Na de la laguna Epecuén debido a que el alto contenido del mismo satura el instrumento de medición. De acuerdo a la clasificación de Shöller, las aguas de la laguna son Hipercloruradas, Hipersulfatadas e Hiperbicarbonatadas. Esto significa que el agua de la laguna está hipermineralizada; contiene una gran cantidad de cloruros y sulfatos de sodio. Se observa una disminución importante durante los meses fríos, lo cual se explica por el comportamiento especial que tiene la segunda sal en cuanto a solubilidad.

El sulfato de sodio cristaliza con diez moléculas de agua entre 0 y 32 °C, y su solubilidad aumenta mucho con la temperatura. Por encima de 32 °C el sulfato comienza a disolverse en su propia agua de cristalización y su solubilidad aumenta. Por otra parte, el cloruro de sodio tiene una solubilidad que varía muy poco con la temperatura (Cordini, 1959). Durante el invierno al enfriarse el agua, disminuye la solubilidad del sulfato de sodio y, consecuentemente, se cristaliza; observándose acumulación de esta sal en las costas. En verano en cambio el agua se

reduce por evaporación, se satura en cloruros y por eso los depósitos son casi exclusivamente de esta sal (Cordini, 1959).

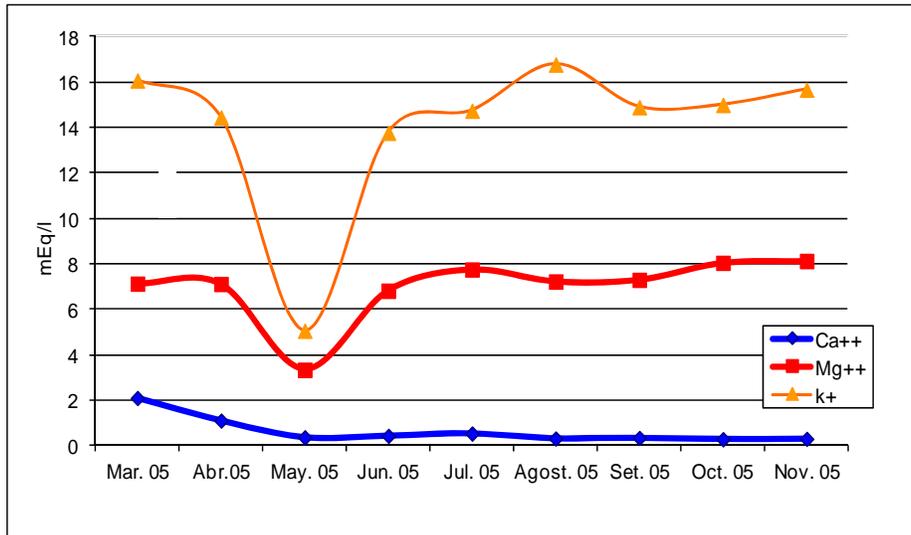


Fig. 125. Variación anual de Cationes en Laguna Epecuén

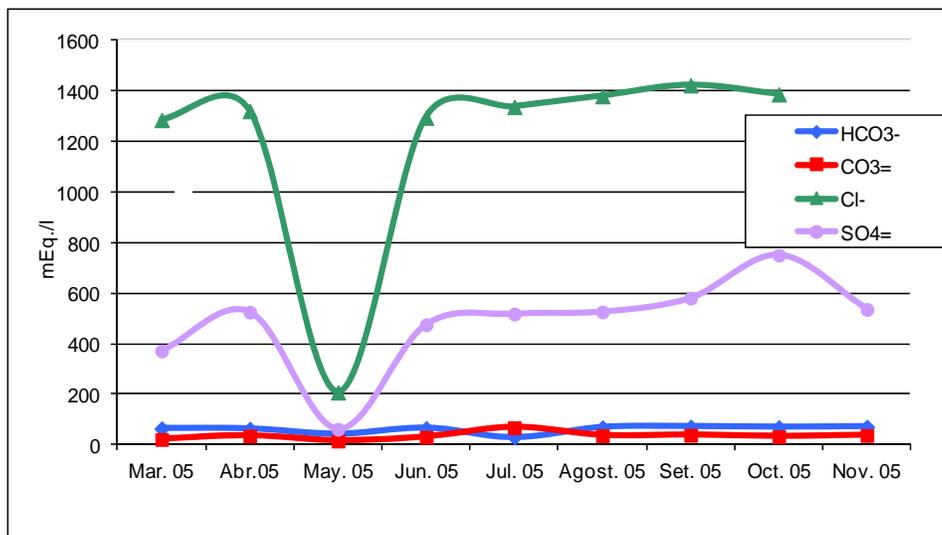


Fig. 126. Variación anual de Aniones en laguna Epecuén.

3.2.2.1 Nutrientes

Tanto el nitrógeno como el fósforo son uno de los constituyentes principales de la materia orgánica. Los procesos principales que componen el ciclo del nitrógeno que pasa por la biosfera, la atmósfera y la geosfera son: la fijación, la toma de nitrógeno (crecimiento de organismos), la mineralización del nitrógeno (desintegración), la nitrificación y la desnitrificación.

La fijación del nitrógeno y la desnitrificación son dos procesos fundamentales de la naturaleza que equilibran la entrada y salida del nitrógeno en la biosfera. Sin embargo, como consecuencia de las diversas actividades desarrolladas por los seres humanos, se ha producido una alteración del ciclo natural del nitrógeno, por lo que la entrada total de nitrógeno en la biosfera es excesiva respecto a su salida mediante el proceso de desnitrificación.

El ciclo del nitrógeno de un lago es de naturaleza microbiana: la oxidación y la reducción bacteriana de los compuestos de nitrógeno están asociados a la asimilación fotosintética y a su utilización por las plantas y las algas acuáticas (Wetzler, 1981). Las bacterias se pueden encontrar flotando libremente en la columna de agua o adheridas a la materia orgánica o inorgánica suspendida. Las especies aeróbicas utilizan la materia orgánica disuelta y suspendida como alimento y satisfacen sus requerimientos de energía con su oxidación a dióxido de carbono utilizando el oxígeno disuelto en el agua (Mendoza, 2003). Los procesos respiratorios de las bacterias son mucho más rápidos que los del fitoplancton.

El nitrógeno de las aguas dulces se puede presentar como amonios (NH_4^+), nitritos (NO_2^-) o nitratos (NO_3^-). El origen puede ser a) precipitación sobre la superficie del lago; b) fijación del nitrógeno tanto en el agua como en los sedimentos; c) aportes debido al drenaje superficial y subterráneo. Las pérdidas se producen por a) la descarga del agua de la cubeta por una corriente b) por desnitrificación c) la pérdida permanente en los sedimentos de compuestos de nitrógeno orgánico e inorgánico (Wetzel, 1981).

La presencia de nitrógeno en el agua puede indicar contaminación por materia orgánica. El nitrógeno además de tener distintas formas sigue un ciclo, por lo tanto se puede evaluar el grado y la edad de una contaminación por la concentración y por la forma del compuesto nitrogenado presente en el agua (CRC-IMFIA, 2004). La abundancia excesiva tanto del nitrógeno como del fósforo advierte sobre riesgos de eutrofización.

El nitrito es una forma intermedia entre el amonio y el nitrato (Nitrificación) o entre nitratos y nitrógeno (desnitrificación). La presencia de nitritos en agua indica procesos biológicos activos influenciado por contaminación orgánica (Goransky y Natale, 1987). Los nitritos están normalmente ausentes en las aguas superficiales o presentes en cantidades del orden de $0,001 \text{ mg l}^{-1}$ (Goransky y Natale, 1987). Más

recientemente EEA (2000-2005) considera que concentraciones superiores a $0,09 \text{ mg l}^{-1}$ pueden causar efectos tóxicos en especies de salmonidos y ciprínidos más sensibles. Alonso (2005) propuso concentraciones máximas dentro del rango de $0,08-0,35 \text{ mg l}^{-1}$ para proteger a especies más sensibles de la toxicidad del nitrito.

La variación anual de nitritos en el arroyo Pigüé se presentan en la figura 127. Se observa una variación importante entre los tres sitios de muestreo. La desembocadura del arroyo es la que presenta los mayores niveles de nitritos. Sin embargo, en las tres estaciones se observan máximos. En la naciente y la cuenca media del arroyo los máximos se observan en julio - agosto y diciembre, enero y febrero. En la desembocadura los máximos se presentan en junio y diciembre, enero y febrero.

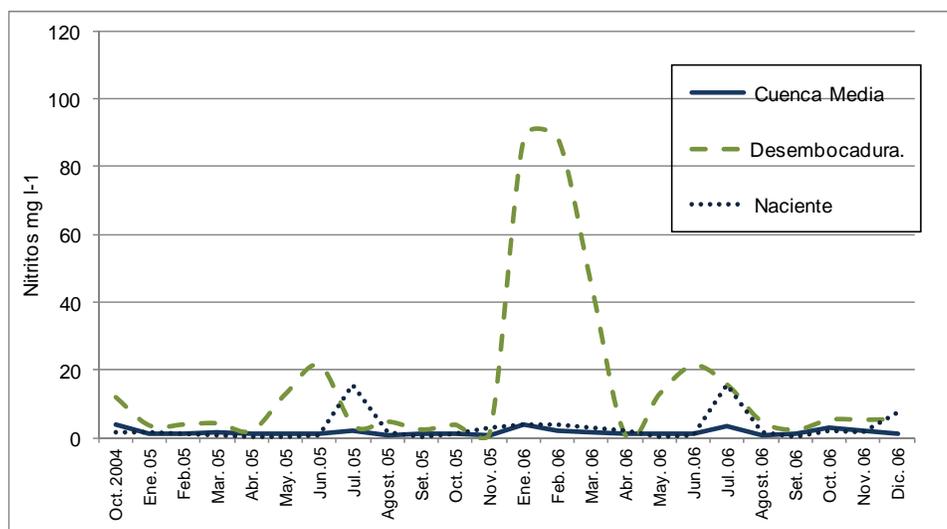


Fig. 127. Variación anual de nitritos en tres sitios del arroyo Pigüé en el período octubre 2004 diciembre 2006.

En arroyo Guaminí y Venado (Fig. 128) los niveles de nitritos también se encuentran por encima de los niveles promedio para aguas superficiales ($0,07 \text{ mg l}^{-1}$). Se observa además máximos durante los meses de julio y agosto y los meses de noviembre, diciembre y enero. Los niveles de nitritos se han ido incrementando en el tiempo, con registros máximos durante principios de verano de 2006, $6,28 \text{ mg l}^{-1}$ en Guaminí y $21,45 \text{ mg l}^{-1}$ en Venado. Se observa además una tendencia al aumento de los nitritos a través del tiempo en los dos arroyos. Se destaca que durante la toma de muestras en arroyo Venado se observó una gran cantidad de aves y excremento de las mismas.

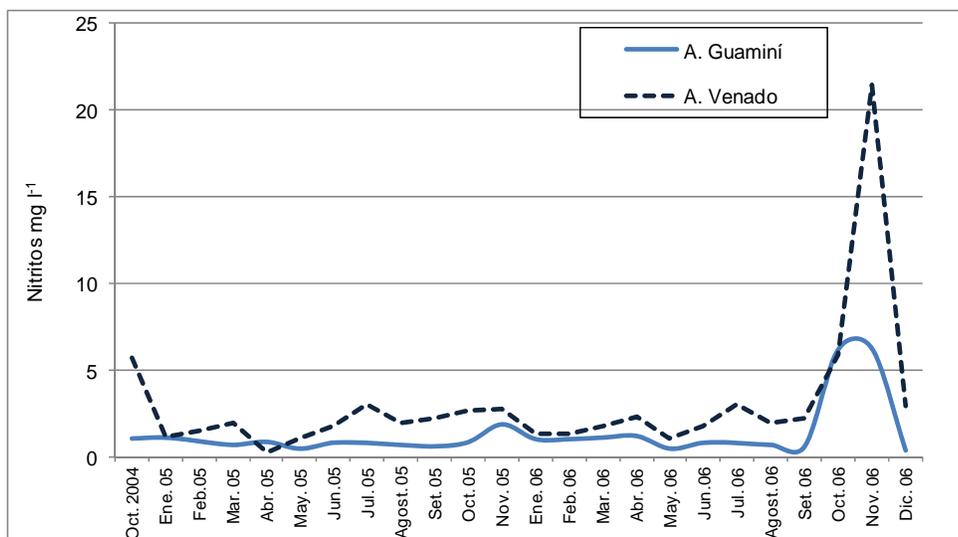


Fig. 128. Variación anual de nitritos en Arroyos Venado y Guaminí en el período octubre 2004 diciembre 2006.

El arroyo Cura Malal (Fig. 129) presentó una media elevada respecto a los valores medios de las aguas superficiales. Los registros máximos fueron en junio, julio (1,49 mg l⁻¹) octubre, noviembre, diciembre (23,23 mg l⁻¹). Estos máximos coinciden con los valores de los arroyos presentados anteriormente.

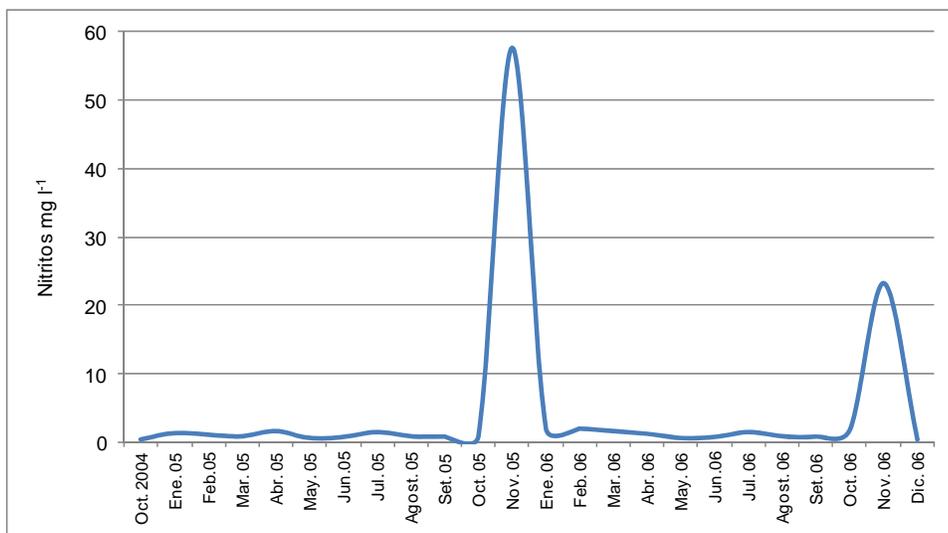


Fig. 129. Variación anual de nitritos en Arroyo Cura Malal en el período octubre 2004 diciembre 2006.

Los nitritos de los arroyos Cochicó y Pescado (Fig. 130) también fueron muy elevados. Se destaca que arroyo Pescado presenta máximos más marcados que Cochicó y que éstos coinciden con el de los arroyos expuestos anteriormente. La causa de que

arroyo Cochicó no presente máximos marcados se debe a que este prácticamente se secó durante el período de muestreo quedando apenas un hilo de agua.

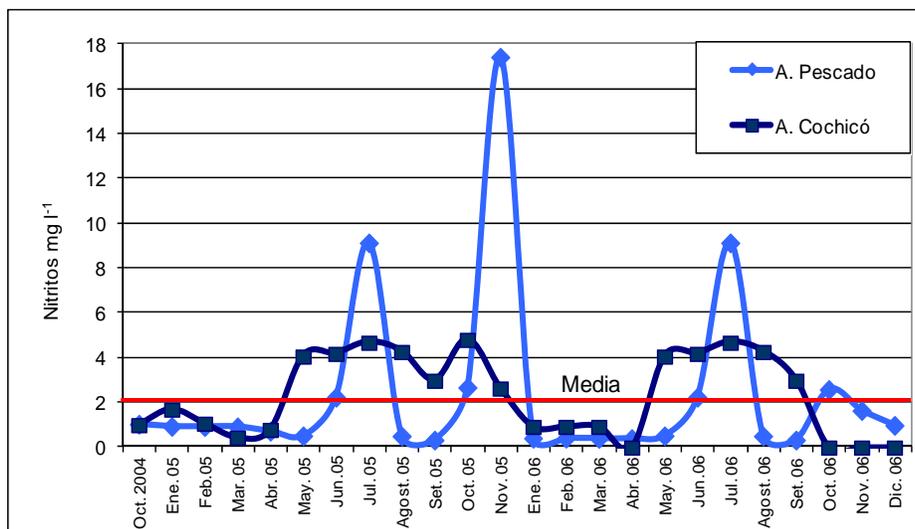


Fig. 130. Variación anual de nitritos en Arroyos Cochicó y Pescado en el período octubre 2004 diciembre 2006.

Las aguas de la laguna Epecuén son utilizadas para uso recreativo principalmente para baño, debido a su alto contenido de sales. Es por esta razón que son muy importantes los recuentos microbiológicos, la presencia de aceites y grasas y otros caracteres organolépticos (olor, sabor, etc.) además de la concentración de nutrientes. Como se expresó anteriormente, los nitritos prácticamente no se encuentran en las aguas superficiales. En la laguna Epecuén los nitritos registraron valores mínimos de 0,20 mg l⁻¹ y valores máximos de 20,55 mg l⁻¹ en noviembre del 2006 (Fig. 131). Se observa además una tendencia creciente de la concentración de los mismos. En 1987 la concentración de nitritos en la laguna fue 0,1 mg l⁻¹ (Goransky y Natale, 1987), lo cual corrobora la tendencia creciente a aumentar la concentración de nitritos.

Como se expresó anteriormente, valores que superan los 5 mg l⁻¹ indica usualmente contaminación por desperdicios humanos, de animales o por fertilizantes. En lagunas Venado, Cochicó, Del Monte y Alsina los nitritos son muy elevados y en todos los casos, la media se encuentra por encima de los niveles de lagunas templadas (Fig. 132). Se registraron valores máximos de 65 mg l⁻¹ en laguna Venado y 51 mg l⁻¹ en Del Monte y valores mínimos de 0,10 mg l⁻¹ en Laguna Alsina.

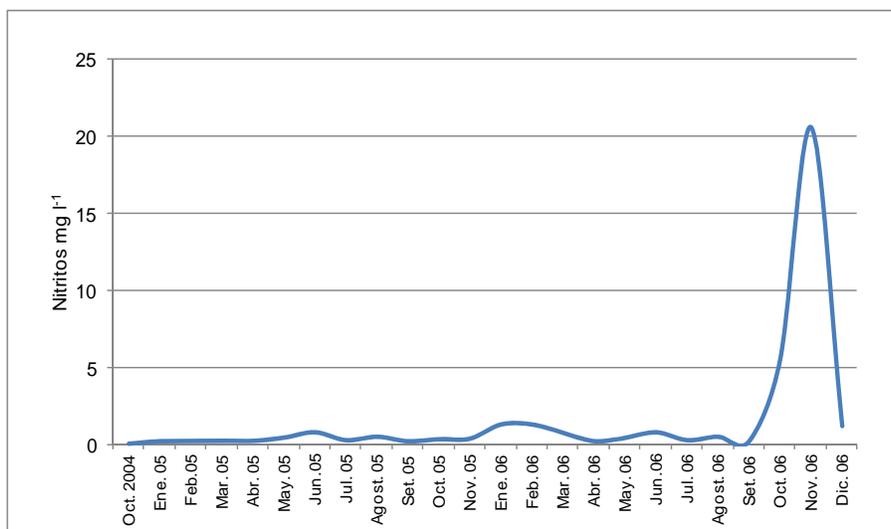


Fig. 131. Variación anual de Nitritos en la laguna Epecuén octubre 2004 – diciembre 2006.

En todas las lagunas se observa un máximo en los meses de junio, julio y agosto. Estos son más pronunciados en lagunas Del Monte y Cochicó. Se observan además, máximos en los meses de octubre y noviembre. En todos los casos se destaca el año 2006 por los altos valores registrados.

Las lagunas reciben entonces una importante cantidad de nitritos de los arroyos que aportan aguas a las mismas. Las lagunas y los arroyos presentan procesos biológicos activos y se hallan perturbados por actividad humanas.

Las concentraciones de nitratos registradas en un momento dado dependen del balance entre los ingresos y salidas de nitrógeno del sistema y de la sincronización entre ellos (Picote *et al.*, 2003). Las concentraciones de nitrógeno en forma de nitratos oscilan de 0 a 10 mg l⁻¹ en las aguas dulces no contaminadas, mostrando una gran variación tanto temporal como espacial (Wetzler, 1981). Concentraciones por encima de este valor indican contaminación por desperdicios humanos, animales o fertilizantes. En las últimas décadas se ha prestado especial atención a la importancia de las concentraciones de nitrógeno en las aguas dulces por ejemplo para la regulación de la productividad algal (Vollenweider, 1968).

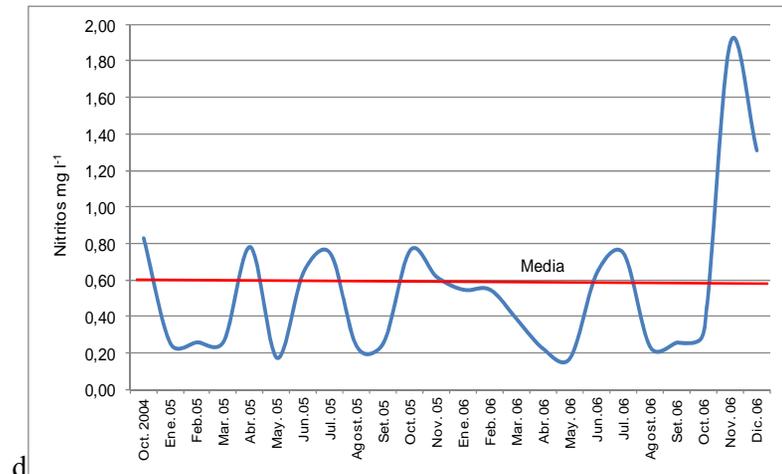
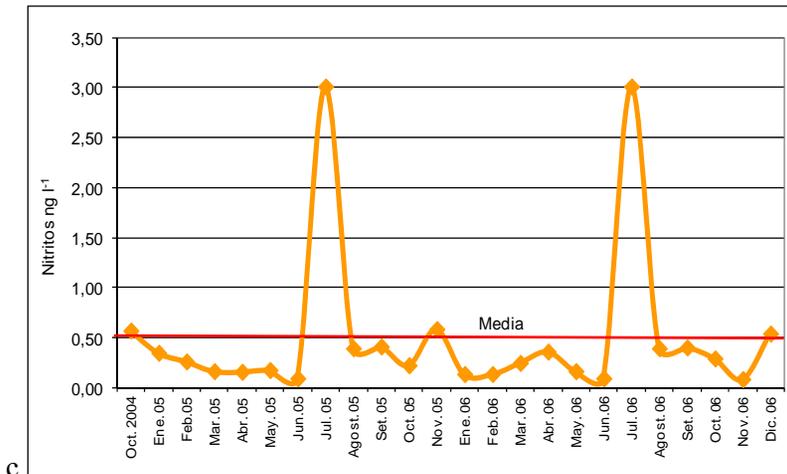
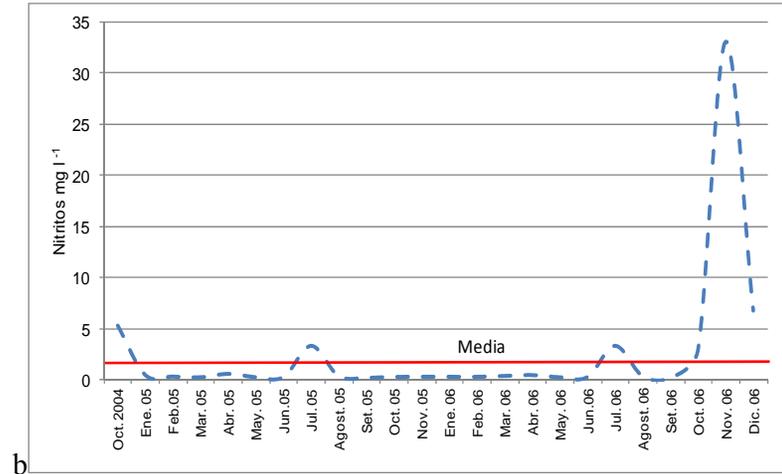
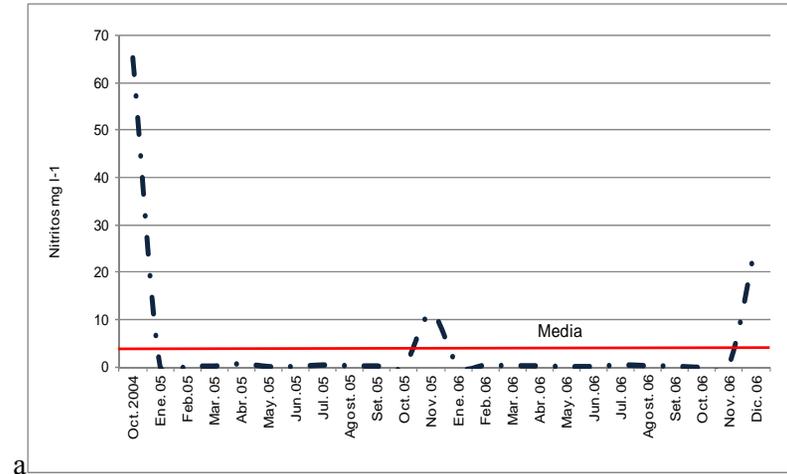


Fig. 132. Variación anual de nitritos en las lagunas Las Encadenadas del Oeste octubre 2004- diciembre 2006.a: L.Venado, b: L. Del Monte, c: L. Cochicó y d: L. Alsina.

Los valores de nitratos en Arroyo Pigüé aumentan desde la naciente a la desembocadura del mismo. En su recorrido el arroyo atraviesa las localidades de Pigüé (Cuenca alta) y Carhué (desembocadura) y una extensa zona agrícola ganadera. Todos estos usos del suelo aportan nutrientes al arroyo y hacen que hacia la desembocadura los niveles de nitratos sean elevados (Fig. 133).

Se observa, como en el caso de los nitritos, dos máximos en los meses de julio-agosto y octubre - noviembre. Estos máximos son más pronunciados hacia la desembocadura. Sin embargo a partir de la cuenca media, los máximos se marcan claramente. El nitrato es el eslabón final del ciclo del nitrógeno y sus niveles de toxicidad no son tan elevados como los nitritos y los amonios. Sin embargo, registros altos pueden provocar crecimientos excesivos de algas, disminución de oxígeno y luego mortandad de peces.

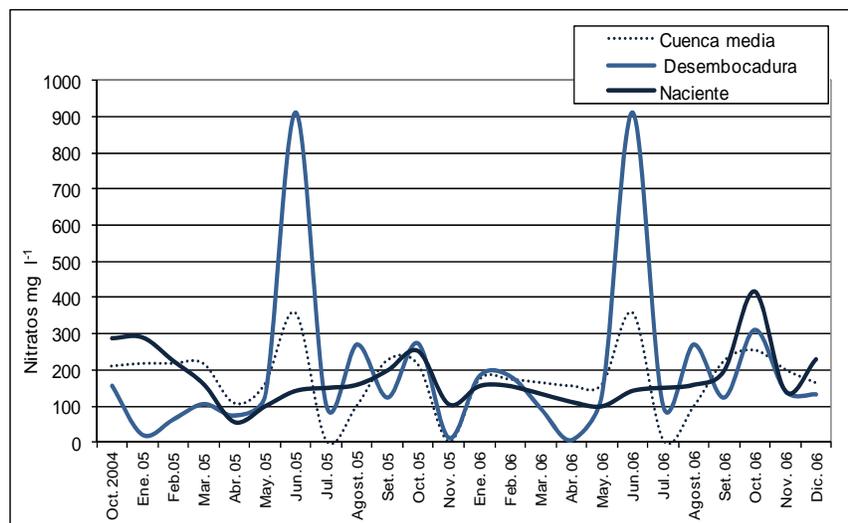


Fig. 133. Variación anual de nitratos en tres secciones del arroyo Pigüé para el período octubre 2004-diciembre 2006.

Los nitratos son altamente solubles y no son retenidos por las cargas negativas de los coloides del suelo, de modo que se mueven libremente con el agua de drenaje hacia los cuerpos receptores. Las concentraciones medias de nitratos en arroyo Guaminí y Venado fueron de 138 y 100 mg l⁻¹ respectivamente. Esos valores superan ampliamente los límites para evitar la eutrofización cultural (10 mg l⁻¹). El lavado potencial de nitratos, además de depender de la dinámica de las transformaciones del nitrógeno en el suelo, es regulado por la textura del suelo así como por la cantidad y frecuencia de las precipitaciones y riego (Smith y Cassel, 1991). Existe un mayor

potencial de contaminación con nitratos cuando los ingresos de agua (por riego o precipitaciones) son mayores. En la figura 134 se observa como después de cada período de lluvia aumenta la cantidad de nitratos en las aguas superficiales producto del lavado de los mismos.

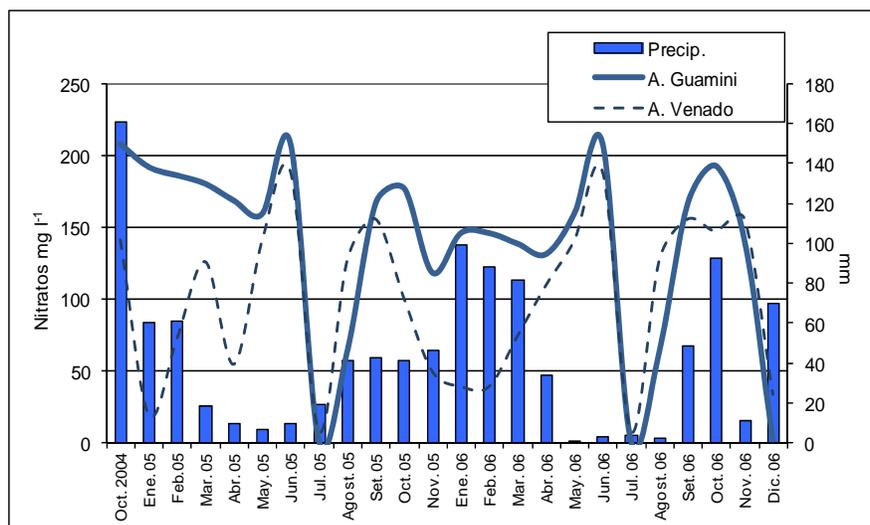


Fig. 134. Variación anual de nitratos en arroyos Guaminí y Venado (octubre 2004-diciembre 2006).

Los arroyos Cura Malal, Pescado y Cochicó presentaron registros medios de 87, 18 y 73 mg l⁻¹ de nitratos y una desviación estándar de 60, 22 y 103 mg l⁻¹ respectivamente. En los tres casos los valores son altos, sin embargo la desviación es mayor en arroyo Cochicó donde los nitratos llegaron a 324 mg l⁻¹. Esto puede ser atribuido a que el arroyo disminuyó su caudal significativamente quedando solo a mediados del 2006 un pequeño hilo de agua. En los tres casos se observan máximos (Fig. 135) en los meses de junio, julio y agosto.

Los aportes de nitratos de los arroyos a las lagunas son en todos los casos muy altos, razón por la cual se analiza a continuación los nitratos en las lagunas. La laguna Epecuén presenta un promedio de 26 mg l⁻¹ de nitratos, con una desviación estándar de 33 mg l⁻¹. Como es de esperar los valores son menores que en los arroyos, sin embargo se registraron valores muy altos (Fig. 136) en los meses de julio y agosto de los dos años alcanzando valores de 89 mg l⁻¹. En el año 1987 Goransky y Natale determinaron que la concentración de nitratos en la laguna era de 0,1 mg l⁻¹. Este aumento en la concentración de nitratos continúa en la actualidad (Fig. 136).

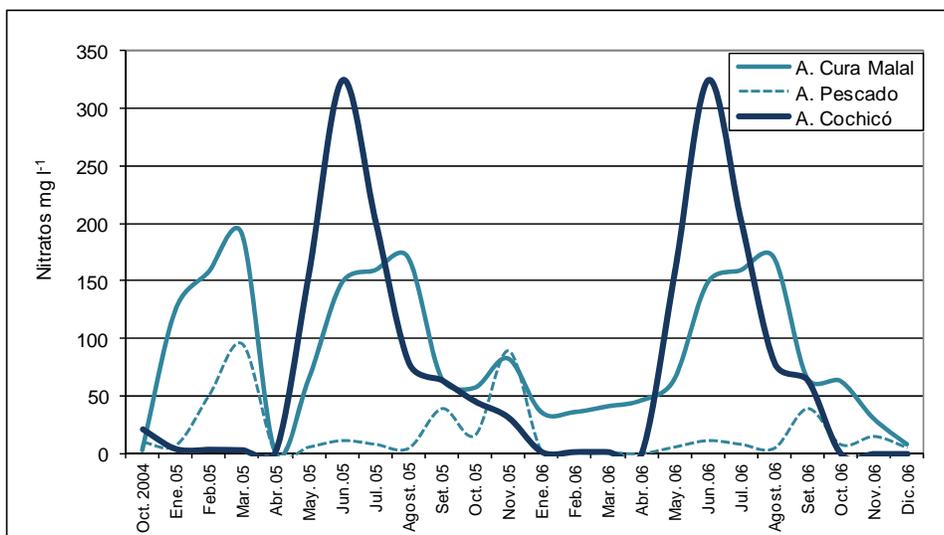


Fig. 135. Variación anual de Nitratos en arroyos Cura Malal, Pescado y Cochicó (octubre 2004-diciembre 2006)

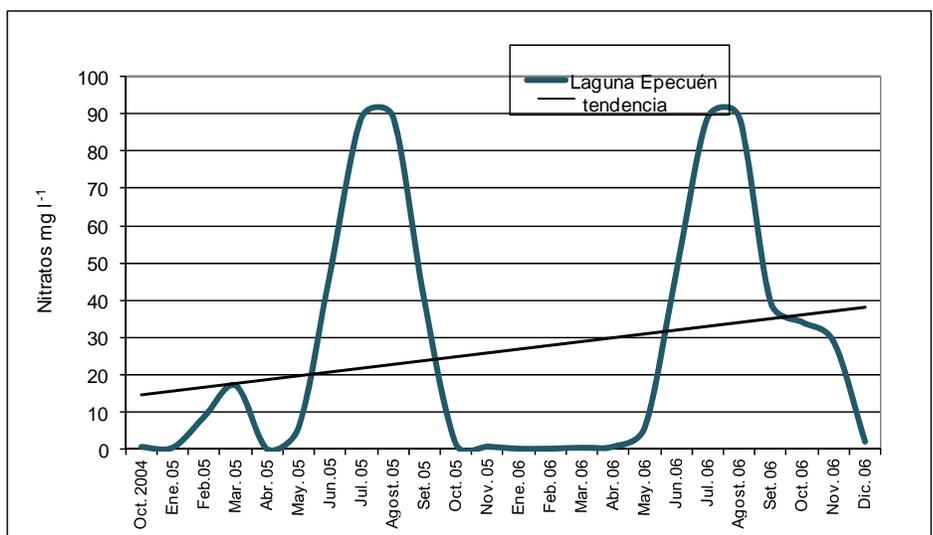


Fig. 136. Variación anual de Nitratos en lago Epecuén (octubre 2004 – diciembre 2006).

La laguna Venado (Fig. 137a) presenta una gran variabilidad temporal de los nitratos. La media anual es de 66 mg l^{-1} , valor por encima del límite de eutrofización cultural. Los nitratos de las aguas superficiales de la laguna responden con cierta concordancia a la cantidad de precipitación caída. Así el máximo registrado en julio - agosto del 2006 fue menor al registro del año anterior, lo cual podría estar relacionado a una disminución del lavado y lixiviación del suelo por menor precipitación. De octubre del 2005 a abril de 2006 el contenido de nitratos se mantuvo alto, producto del lavado del suelo por la precipitación acumulada.

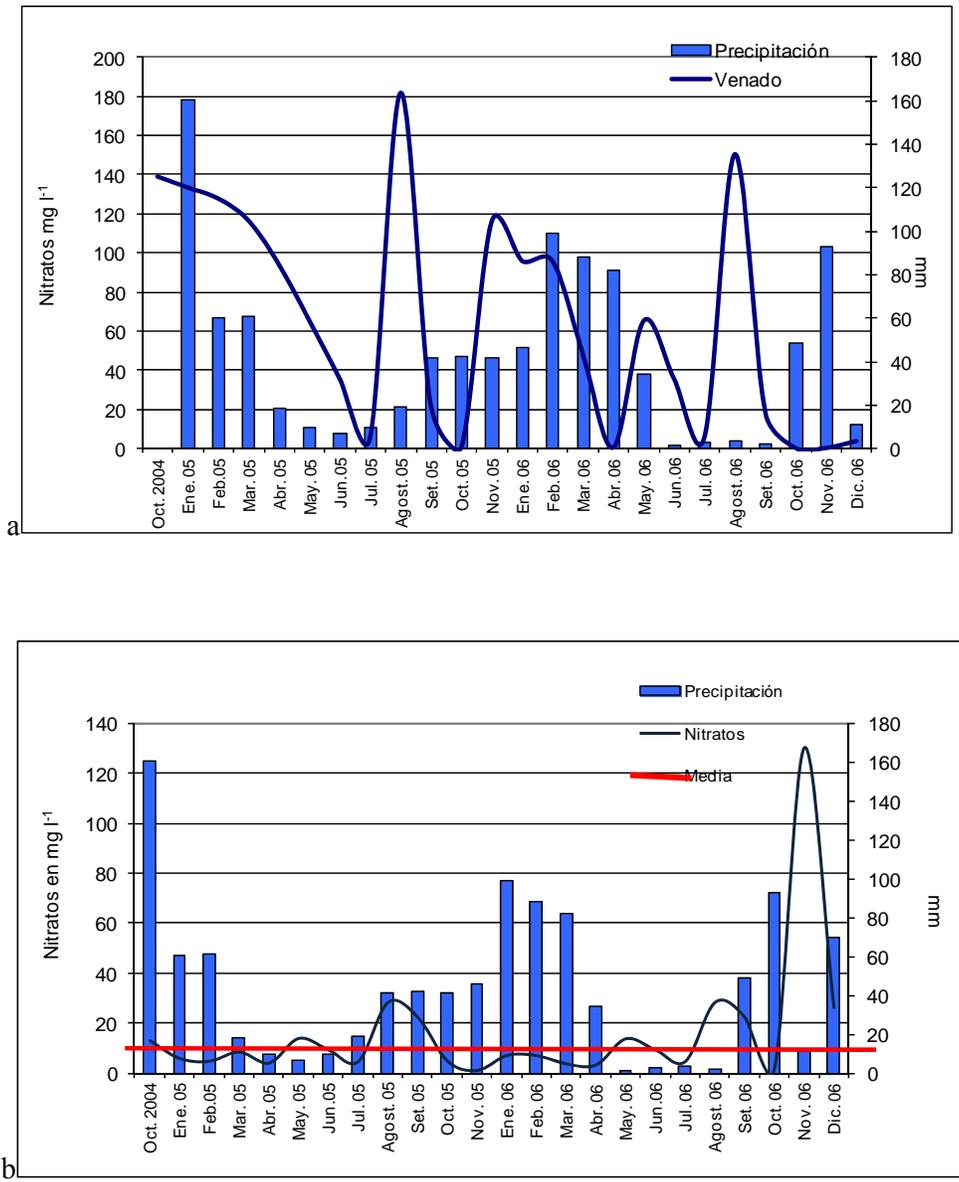
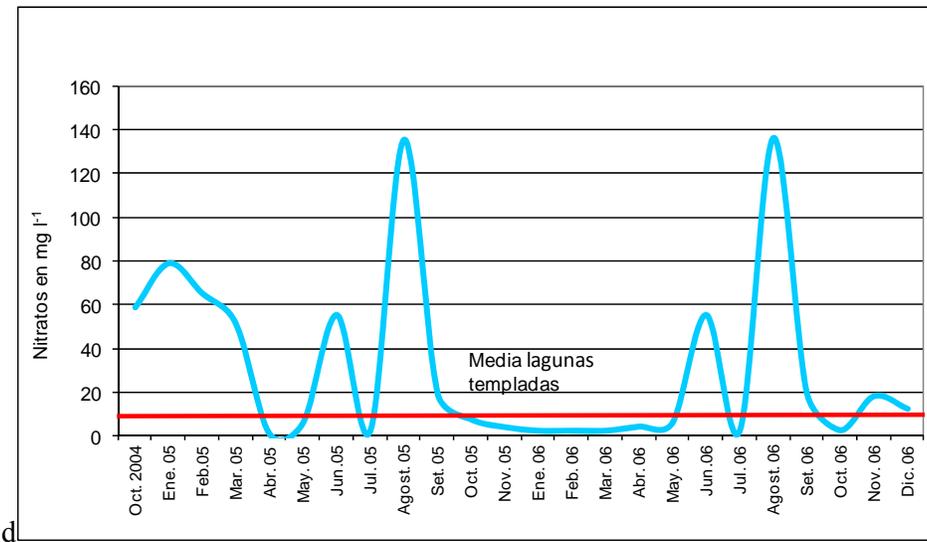
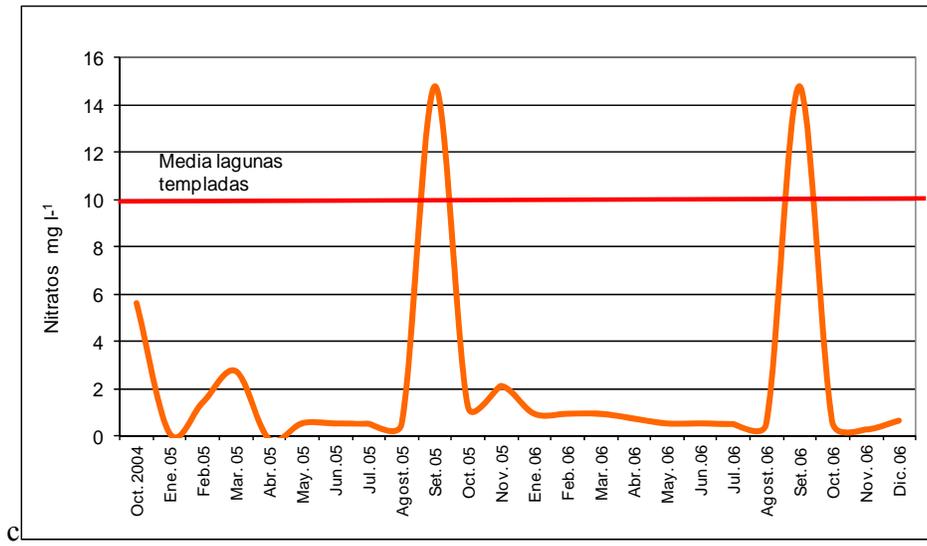


Fig. 137. Variación anual de nitratos en lagunas Las Encadenadas del Oeste octubre 2004 – diciembre 2006 a- Venado, b- Del Monte, c- Cochicó, d- Alsina



Continuación Fig. 137.

La laguna Del Monte (Fig. 137 b) presentó una media de 15 mg l⁻¹ y una desviación estándar de 25 mg l⁻¹. Los bajos niveles de nitratos registrados en este cuerpo de agua pueden ser atribuidos a que esta laguna en gran parte del año presenta productividad planctónica alta, la cual consume este compuesto y se sedimenta posteriormente hacia el fondo del cuerpo de agua para formar parte de los organismos muertos.

La laguna Cochicó es la que presentó los valores más bajos de nitratos de todas las lagunas (Fig. 137 c) con una media de 2,14 mg l⁻¹. Esta laguna no presenta aportes de nitratos provenientes de áreas urbanas. Sin embargo la intervención humana se puede observar en los máximos registrados en los meses agosto – octubre. La laguna Alsina (Fig. 137 d) registró una media más alta, 33 mg l⁻¹ y una desviación estándar de 44 mg l⁻¹.

El ión amonio es un producto proveniente de la descomposición de residuos orgánicos nitrogenados o de la fijación biológica (Goransky y Natale, 1987). Debido a que dicho ión posee una carga positiva en su composición química, este puede retenerse en las partículas de arcilla del suelo cuya carga es negativa; por lo que es relativamente inmóvil en el suelo como consecuencia de ello y, por lo general, no se incorpora al agua subterránea (Díaz, 1985).

El amonio es muy soluble en agua y generalmente es una forma transitoria de nitrógeno. El amonio es además fuertemente adsorbido a la materia particulada y coloidal, especialmente en lagos alcalinos con altas concentraciones de materia orgánica húmica disuelta (Wetzler, 1981). Si bien el amonio puede constituir una fuente importante de nitrógeno para las plantas, la mayoría de las algas y macrófitos se desarrollan mejor usando nitratos para la obtención del nitrógeno, aunque este nitrato tenga que ser reducido a amonio (Wetzler, 1981).

Los niveles típicos de este parámetro en aguas naturales son inferiores a 0,1 mg l⁻¹. Para proteger la vida acuática de la toxicidad de los compuestos nitrogenados, se han propuesto varios criterios de calidad de agua. US EPA (1999, 2002, 2006), EEA (2000, 2005), Environment Canadá (2001) y Alonso (2005) han recomendado concentraciones máximas dentro del rango de 0,05 – 0,35 mg l⁻¹ durante exposiciones de corta duración y concentraciones máximas dentro del rango de 0,004- 0,002 mg l⁻¹, durante exposiciones de larga duración. Estos datos son sumamente importantes dado que lagunas Venado y principalmente Del Monte y Cochicó, son utilizadas para la pesca recreativa y laguna Alsina fue considerada reserva por la biodiversidad que presentaba en especies de agua dulce.

Los valores de amonios en los arroyos muestreados fueron en todos los casos altos (Figs. 138a, b y c). Sin embargo se observaron diferencias significativas en los

mismos. Arroyo Pigüé (Fig. 138a) registró una media de 13 y 14 mg l⁻¹ en la cuenca alta y media, pero en el punto de muestreo ubicado en la desembocadura el promedio fue de 404 mg l⁻¹. En este sitio hasta el mes de junio de 2005 la media de amonio era de 15 mg l⁻¹, a partir de este mes los valores tuvieron un aumento altamente significativo registrándose valores máximos de 1171 mg l⁻¹ en el mes de agosto de 2005.

En el caso de arroyo Venado (Fig. 138b) se registraron dos máximos importantes en los meses correspondientes al invierno. Las altas concentraciones de amonios en estos meses pudieron ser una consecuencia del descenso del nivel de las aguas, que dejaron al descubierto macroalgas que se secaron y se descompusieron, pudiendo aportar grandes cantidades de materia orgánica en descomposición y nutrientes a las aguas. La media anual de este arroyo es de 14 mg l⁻¹.

En arroyo Guaminí (Fig. 138b) a partir de octubre del 2005 se registra un aumento paulatino en los niveles de amonio en el agua, que hasta ese momento poseían una media de 8 mg l⁻¹. En los meses de setiembre a diciembre de 2006 los amonios alcanzaron valores de 267 mg l⁻¹ (octubre 2006). Por lo tanto el valor medio cambio de 11 mg l⁻¹ en el 2005 a 58 mg l⁻¹ en el 2006. Si bien el período de sequía pudo haber contribuido al aumento de amonios, los valores alcanzados suponen aportes antropogénicos importantes.

En el caso de los arroyos ubicados en el Este de la cuenca, Cura Malal, Pescado y Cochicó (Fig. 138c) presentan valores por encima de los límites de las aguas superficiales y aumentan en primavera y verano. Se destaca el aumento significativo que tuvo el arroyo Cura Malal en primavera de 2005 y verano 2006, con valores de 132 mg l⁻¹ en el mes de noviembre de 2005.

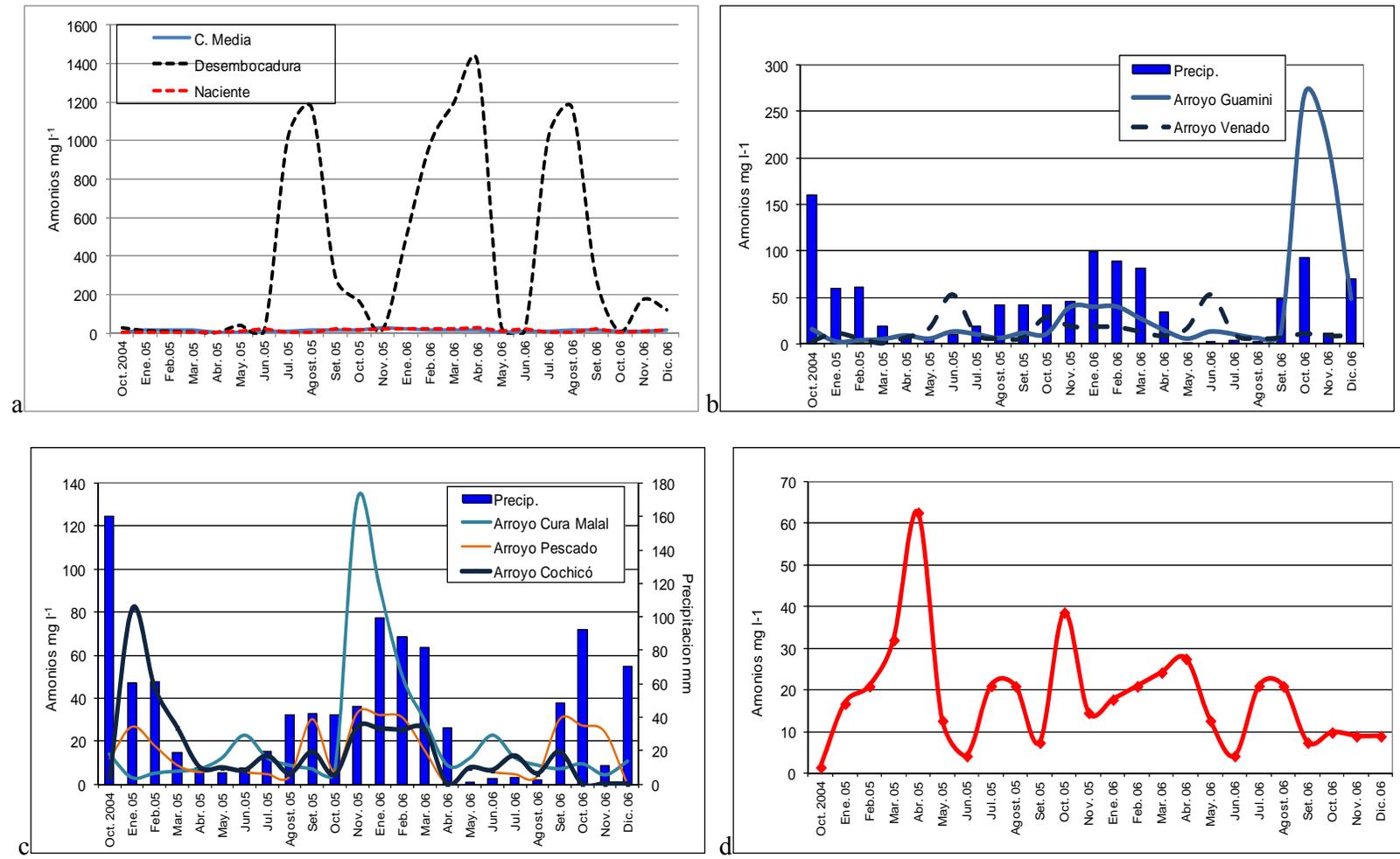


Fig.138. Variación anual de Amonios en Arroyos de la cuenca de Las Encadenadas del Oeste (octubre 2004 – diciembre 2006). a- A. Pigué, b- A. Venado y Guamini c- A. Cura Malal, Pescado y Cochicó y d- Laguna Epecuén.

Las lagunas, especialmente Epecuén, son sistemas cerrados y como tal actúan como trampa de nutrientes, razón por la cual son más vulnerables al ingreso de los mismos. En el caso de la laguna Epecuén los amonios tienen un comportamiento fluctuante a través del tiempo (Fig. 138d). El valor medio de amonios para los dos años es 18 mg l^{-1} , con máximas en abril del 2005 de 63 mg l^{-1} . Esta máxima coincide con una disminución del OD en esa fecha, lo cual favoreció la rápida conversión de nitritos a amonio que resultó en un aumento de los mismos. En el año 1987 la cantidad de amonios era de $0,1 \text{ mg l}^{-1}$ (Goransky y Natale, 1987).

La laguna Venado (139a) presenta valores de amonios entre 0 y 45 mg l^{-1} . En el mes de octubre de 2004 se produce un incremento muy significativo, alcanzando valores de 115 mg l^{-1} . En los meses de junio - julio se observa un incremento de los amonios llegando a 45 mg l^{-1} . La laguna Del Monte (139b) presentó también valores muy altos de amonios, con una media de 36 mg l^{-1} . Sin embargo, se observan valores máximos en octubre de 2004 que llegaron a 208 mg l^{-1} . Se observa además un aumento de los mismos en el período setiembre – octubre de 2006.

La laguna Cochicó (139c) tiene una media de 15 mg l^{-1} . Se registró un valor medio para el año 2005 de 12 mg l^{-1} y en el 2006 una media de 18 mg l^{-1} . Esto evidencia la tendencia creciente de concentración de amonios, que se puede apreciar en la figura 140, la cual podría estar relacionada a la disminución del caudal de la laguna. La concentración de amonios en esta laguna es muy importante, debido a que este parámetro es muy tóxico para los peces y la pesca recreativa es la principal actividad de esta laguna.

La laguna Alsina (Fig. 139d) presenta variaciones temporales importantes en los amonios. El valor medio es de 13 mg l^{-1} . Sin embargo para los meses de enero y febrero 2005 el nivel de amonios superó los 30 mg l^{-1} .

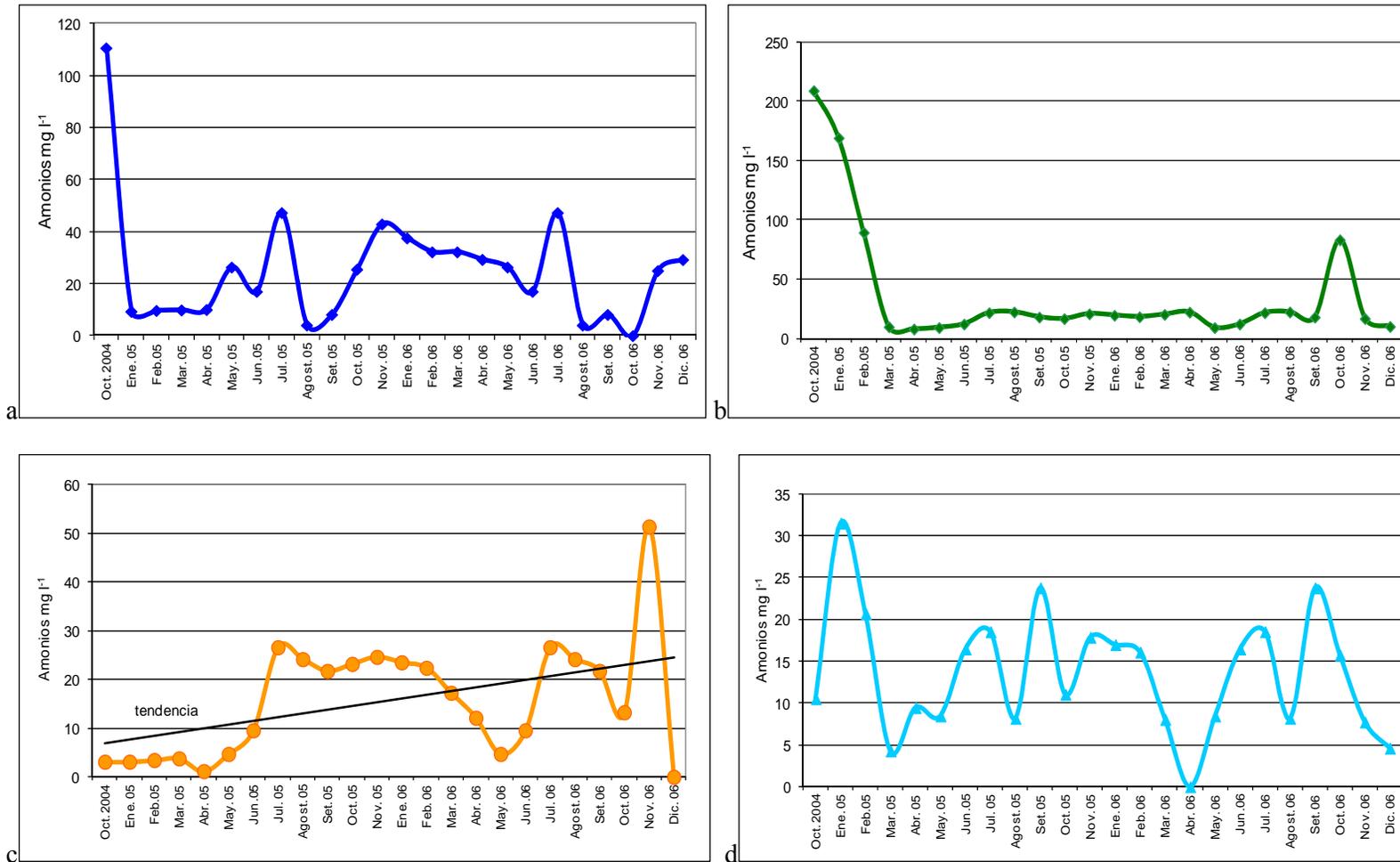


Fig. 139. Variación anual de Amonios en las lagunas Las Encadenadas. a- L. Venado, b- L. Del Monte, c- L. Cochicó y d- L. Alsina (octubre 2004 – diciembre 2006).

El fósforo suele actuar como el elemento limitante principal de la productividad biológica en la mayoría de los ecosistemas acuáticos y de él depende una gran parte de la vida vegetal y animal. El interés ecológico del fósforo proviene de su importante papel en el metabolismo biológico y de su relativa escasez en la hidrósfera (Wetzler, 1981). Los ríos, arroyos etc., son la mayor fuente de fósforo en las lagunas. Este flujo puede ser sustancialmente modificado por la sedimentación o la disolución.

Una proporción muy importante, más del 90 %, del fósforo del agua de los lagos está en forma de fosfatos y como constituyentes celulares de la materia viva particulada del sestón, o asociados a diversas formas, como partículas orgánicas muertas o materiales inorgánicos (Wetzler, 1981). El ingreso de fósforo en los lagos ha aumentado de manera notable en los últimos tiempos, a consecuencia del uso creciente por el hombre y de la recuperación ineficaz del fósforo para abonos agrícolas, con fines industriales o en detergentes y productos de uso doméstico (Wetzler, 1981).

Las concentraciones totales de fosfato en las aguas naturales no contaminadas están comprendidas entre amplios límites desde $1\mu\text{g l}^{-1}$ hasta niveles extremos en lagos salinos cerrados de 200 mg l^{-1} . Sin embargo según Wetzler (1981) las concentraciones de fósforo en las aguas superficiales no contaminadas están entre 10 y $50\mu\text{g l}^{-1}$.

El arroyo Pigüé (Fig. 140) tiene una variación importante en el fósforo, tanto temporal como espacialmente. La media de fosfatos en el arroyo es de 69 mg l^{-1} , siendo que el límite para evitar la eutrofización cultural es de $7,5\text{ mg l}^{-1}$. Sin embargo las diferencias a lo largo de su recorrido son muy importantes. En las nacientes la media anual de fosfatos es de 6 mg l^{-1} . En la cuenca media del arroyo, luego de atravesar por las áreas urbanas de Pigüé y una extensa zona agrícola, la media es de 29 mg l^{-1} . Por último, en la desembocadura el arroyo tiene una media anual de 173 mg l^{-1} , alcanzando valores extremos de 614 mg l^{-1} en abril de 2006. Se observa en la figura 140 que en octubre y noviembre de 2005 registró una disminución importante de los fosfatos. Esta disminución se puede explicar debido a que en esos meses la penetración de la luz fue profunda, con suficientes nutrientes lo cual favoreció la alta productividad. Entonces la disminución de fosfatos se produce por asimilación fitoplactónica y remineralización bacteriana (Taft y Taylor, 1976).

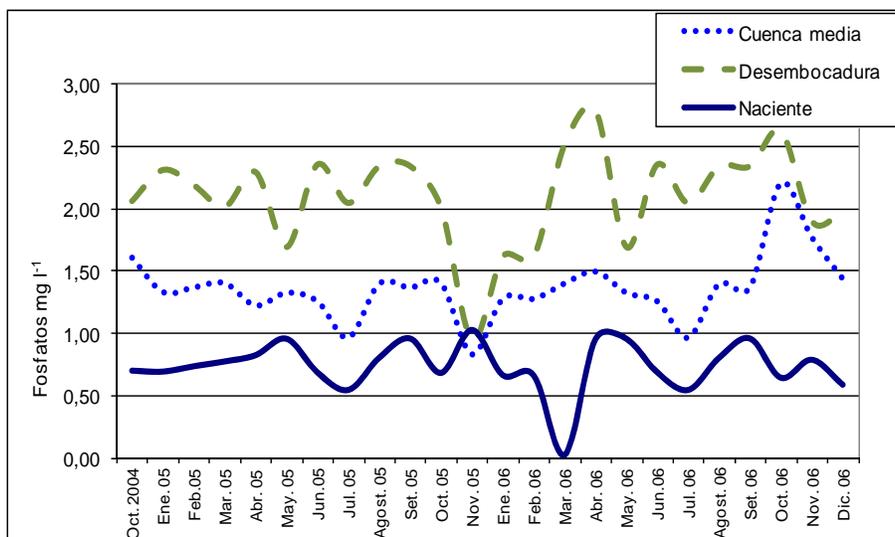


Fig. 140. Variación anual de Fosfatos en Arroyo Pigué (octubre 2004 diciembre 2006).

El arroyo Pescado y Cura Malal registraron medias de 7 y 8,5 mg l⁻¹ respectivamente. En los dos arroyos se observan máximos importantes en primavera y otoño (Fig. 141). Arroyo Cura Malal tuvo valores extremos de 81 mg l⁻¹ en noviembre de 2005 y valores mínimos, 0,4, en primavera y verano. La causa de esta disminución sería igual al caso del arroyo Pigué, es decir por asimilación fitoplactónica lo cual se puede observar en la figura 142. En la misma se observa que cuando la Clorofila *a* aumenta los fosfatos disminuyen.

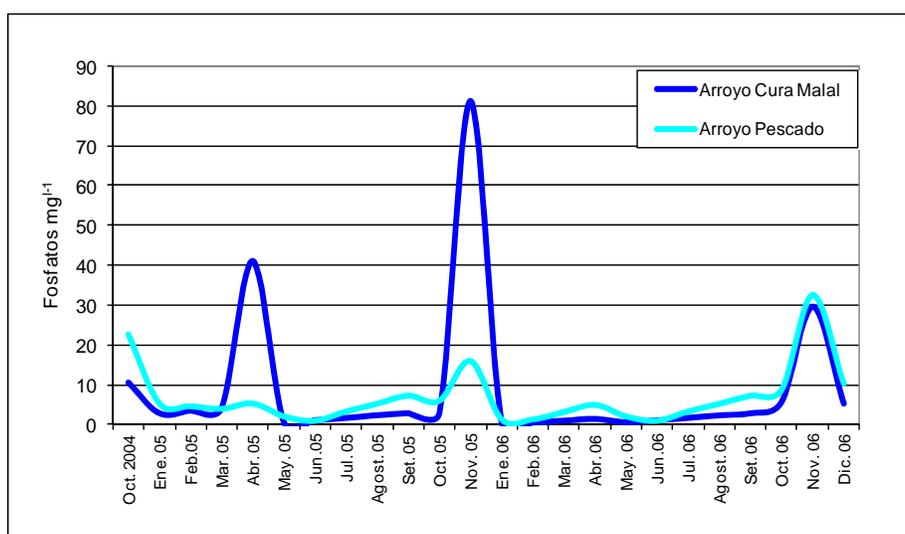


Fig. 141. Variación anual de fosfatos en arroyos Cura Malal y Pescado (octubre 2004 – diciembre 2006)

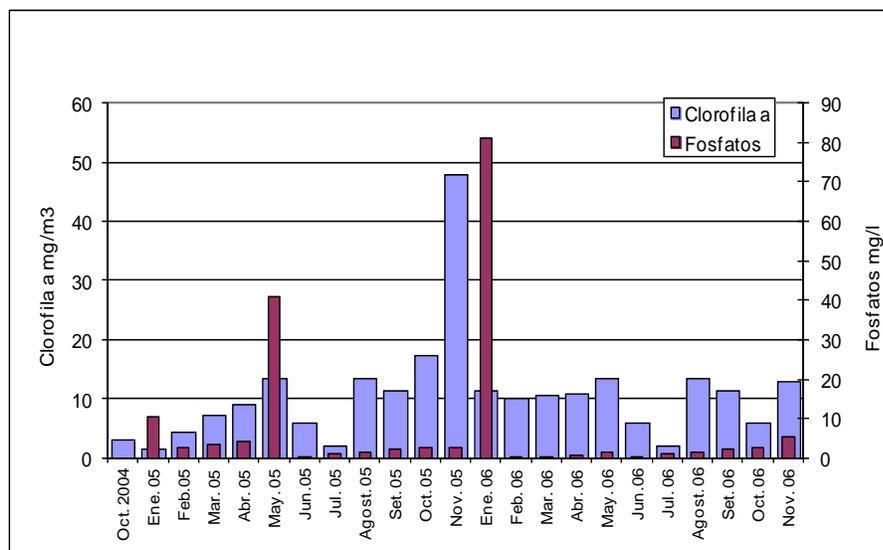


Fig. 142. Variación anual de Clorofila *a* y Fosfatos en arroyo Cura Malal.

El valor medio del arroyo Cochicó es 6,5 mg l⁻¹, por debajo del límite para evitar la eutrofización cultural (Fig. 143). Se registraron sin embargo, valores extremos de 36 mg l⁻¹ en noviembre 2005. Arroyo Venado (Fig. 143) presenta una media más alta de 27 mg l⁻¹, con valores extremos en el mes de octubre de 2006 de 111 mg l⁻¹ y valores mínimos de 2 mg l⁻¹ en noviembre 2005.

Se puede observar además que a un aumento de la precipitación le corresponde con un cierto retardo un aumento de los fosfatos. Esto se debe a que el fósforo es absorbido con más facilidad por las partículas del suelo y con las lluvias es arrastrado por erosión hacia las aguas superficiales. La disminución del fósforo en noviembre de 2005 puede ser atribuida a que la elevada precipitación incrementó la fuerza de la escorrentía superficial, por lo que no fue suficiente el tiempo para que el fósforo sea absorbido por las partículas del suelo.

Las variaciones de fosfatos en laguna Epecuén son muy importantes. Se recuerda que esta laguna es hipersalina y las concentraciones de fosfatos en aguas naturales no contaminadas en ambientes salinos cerrados, como en este caso, pueden llegar a 200 mg l⁻¹ (Wetzler, 1981). La media de esta laguna es de 145 mg l⁻¹, a pesar de que el nivel está por debajo de los límites, en varias oportunidades se registraron valores superiores a 200 mg l⁻¹ alcanzando máximos en octubre de 2006 de 426 mg l⁻¹. Por otro lado la tendencia de octubre 2004 a diciembre 2006 es de aumento (Fig. 144).

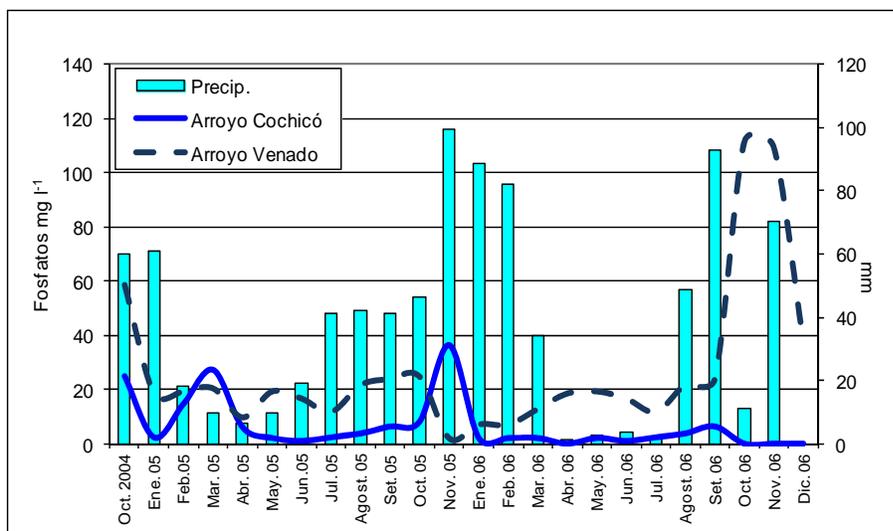


Fig. 143. Variación anual de Fosfatos en arroyos Cochicó y Venado (octubre 2004 –diciembre 2006)

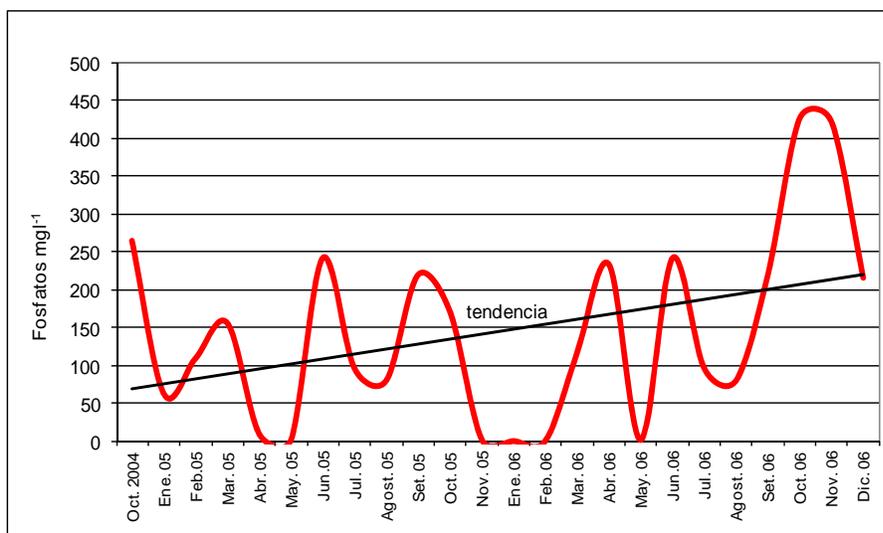


Fig. 144. Variación anual de fosfatos en laguna Epecuén (octubre 2004 – diciembre 2006).

Con respecto a la columna de agua se puede advertir en la figura 145 que los nitritos tienen una curva uniforme en el perfil. Se observa una leve disminución con la profundidad, razón por la cual estaría predominando el proceso de desnitrificación. En cuanto a los fosfatos en la columna de agua los mayores valores de fósforo total se registraron en los estratos más profundos, posiblemente por la liberación desde los sedimentos (Fig. 145). El metabolismo bacteriano de la materia orgánica es el mecanismo primario por el cual el fósforo orgánico es convertido a PO_4 en los

sedimentos y es responsable de la creación de condiciones reductoras para la liberación del ión (Martínez, 2005).

Las reacciones químicas en las capas superiores del sedimento y en la interfase agua-sedimento, determinan que aquél actúe como trampa o como fuente de fósforo. La movilización del fósforo es uno de los factores más importantes en el proceso de eutroficación (Psenner y Gunatilaka, 1988; Sas, 1989; Hupfer, 1995), la que depende en gran parte de la concentración del mismo en la columna de agua dado que si se encuentra en los sedimentos de fondos puede ser resuspendido rápidamente.

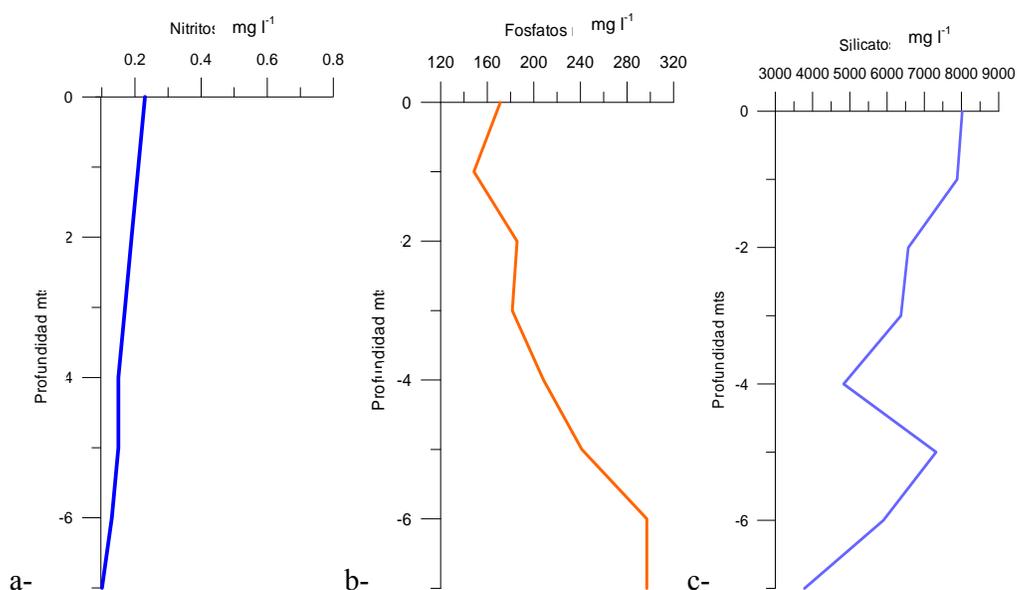


Fig. 145. Perfil Vertical a-Nitritos b- Fosfatos, c- Silicatos en laguna Epecuén.

En las lagunas restantes, Venado, Del Monte Cochicó y Alsina (Fig. 146), los niveles de fosfatos se encuentran por encima del nivel para evitar la eutrofización cultural. La laguna Venado (Fig. 146a) fue la que presentó la media más alta de fosfatos, 21 mg l⁻¹, seguida por laguna Cochicó 17 mg l⁻¹ (Fig. 146b), Del Monte 13 mg l⁻¹ (Fig. 146c) y Alsina 11 mg l⁻¹ (Fig. 146d).

Se destaca que la desviación estándar más alta la registró laguna Cochicó (42 mg l⁻¹). En esta laguna se registraron valores extremos de 215 mg l⁻¹ en noviembre de 2006. La laguna Venado presentó una desviación estándar de 36 mg l⁻¹ y con máximos de 177 mg l⁻¹ en noviembre de 2006. En el mismo mes en Laguna Del Monte se observa

una máxima en la Estación 3, de 325 mg l^{-1} . La laguna Alsina registra su valor máximo en octubre de 2005 con valores de 93 mg l^{-1} .

De acuerdo con los niveles de fósforo establecidos por Wetzler (1981) para definir el grado de eutrofia de un cuerpo de agua, las lagunas Venado, Cochicó y Del Monte pueden ser definidas por sus niveles de fósforo en hipereutróficas, todas superan los 10 mg l^{-1} . La laguna Alsina quedaría definida según los niveles de fósforo como eutrófica.

El índice trófico de las aguas de la cuenca se muestra en la figura 147. En este se observa que los arroyos sufren una degradación en la calidad del agua hacia la desembocadura de los mismos, debido al aporte de nutrientes desde fuentes puntuales y difusas. Se destaca el gran aporte de nutrientes proveniente de las localidades de Carhué, Guaminí y Coronel Suárez con valores extremos de fosfatos (614 mg l^{-1} y 270 mg l^{-1}) en las dos primeras localidades. En los aportes desde la localidad de Coronel Suárez se destaca el excesivo aporte de amonios con valores de hasta 1547 mg l^{-1} . Las lagunas se ubican todas en un estado eutrófico (Fig.147). Sin embargo, se observa una influencia directa de los aportes de nutrientes desde los afluentes a las lagunas, que hace que el índice se incremente.

La influencia de fuentes difusas es mayor en la zona de costa, donde el índice es más alto. Este incremento es debido al lavado y lixiviado de nutrientes desde las áreas de cultivos de la cuenca vertiente. Hacia el Norte de las lagunas el índice es menor debido a que estas zonas tienen menores superficies de cultivos que en la zona Sur de las mismas.

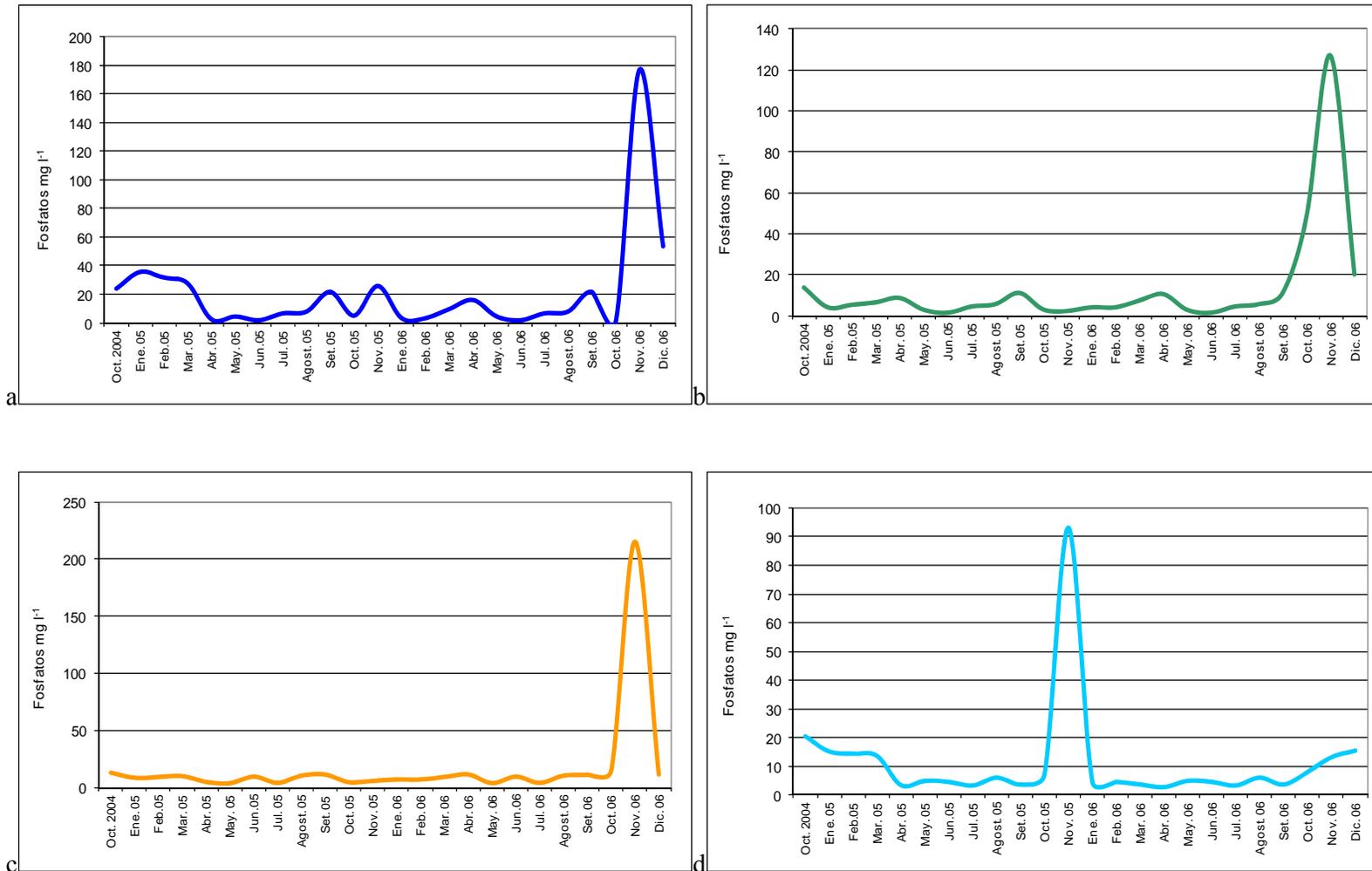


Fig. 146. Variación anual de fosfatos (octubre 2004 – diciembre 2006) a-Venado b- Del Monte c- Cochicó d- Alsina.

Con la concentración de clorofila *a* se determinó la probabilidad porcentual de estado trófico de las lagunas de acuerdo al modelo matemático de Vollenweider y Kerekes (1981) (Fig. 148). El valor promedio de clorofila *a* en las lagunas es de 29 mg m⁻³ para Epecuén, 68 mg m⁻³ Venado, 62 mg m⁻³ para Del Monte, 38 mg m⁻³ Cochicó y 30,5 mg m⁻³ para Alsina. Al ubicarlos en la curva probabilística de estado trófico (Fig. 148) se obtiene que Epecuén tiene un 53% de probabilidad de ser hipertrófico y 47 % de ser eutrófico; Venado 92 % de ser hipertrófico y 8 % de ser eutrófico; Del Monte 90 % de ser hipertrófico y 10 % de ser eutrófico, Cochicó 75 % hipertrófico y 25 % eutrófico y Alsina 59% de ser hipertrófico y 41 % de ser eutrófico.

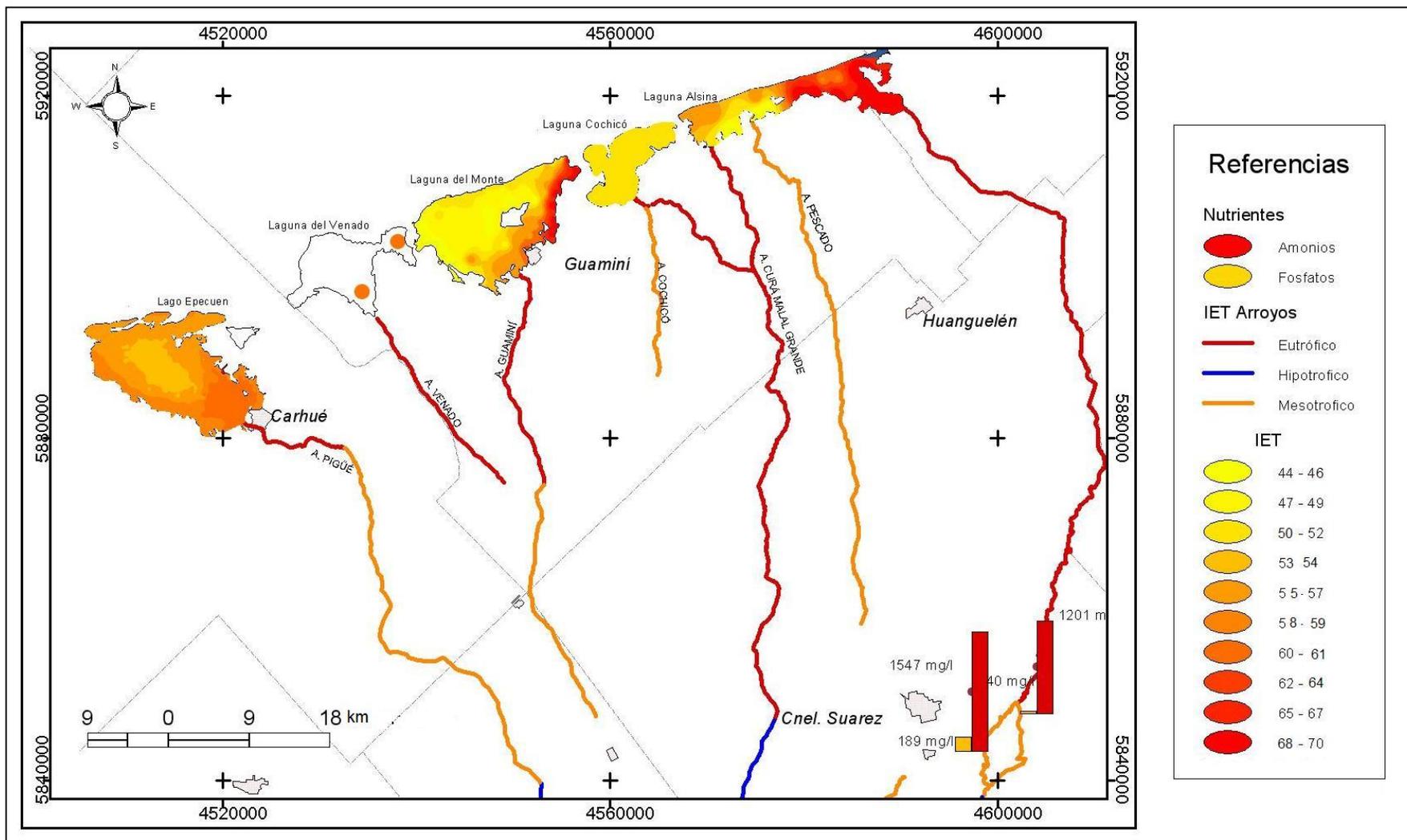


Fig. 147. Índice de Estado trófico de las aguas superficiales de la laguna Las Encadenadas del Oeste. Fuente: Elaboración propia.

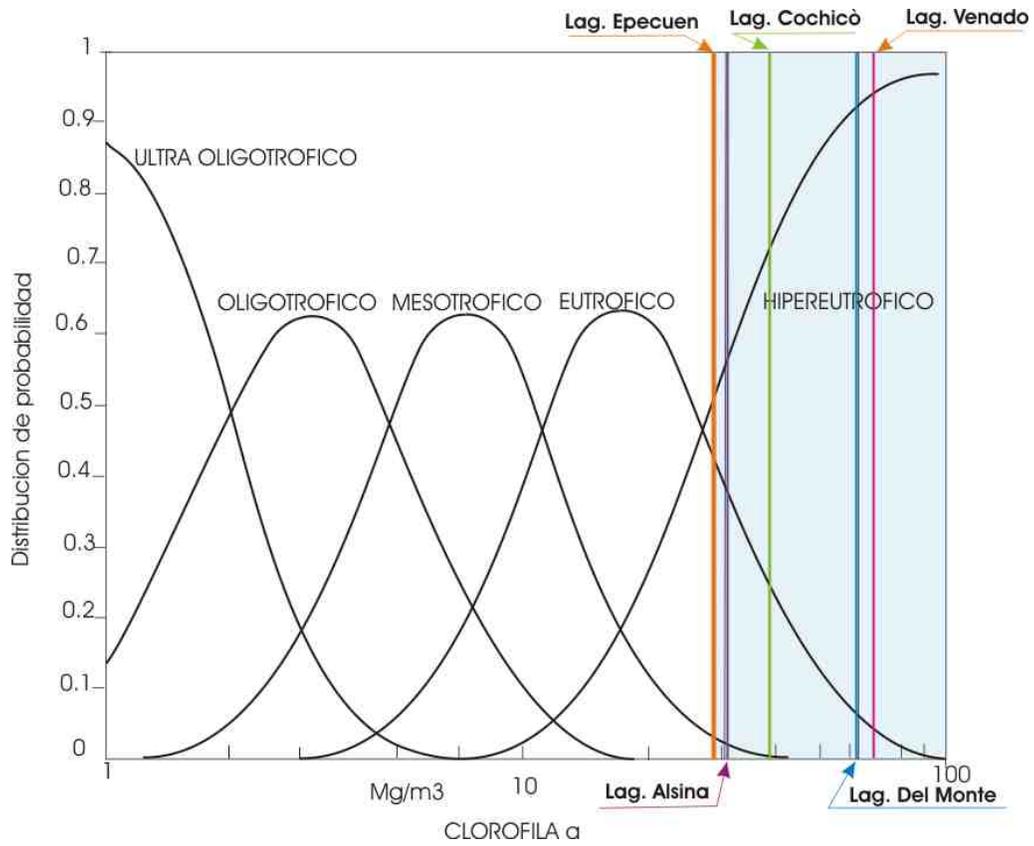


Fig. 148. Distribución de probabilidad del nivel trófico de las lagunas Las Encadenadas del Oeste basado en clorofila *a*. Las líneas verticales de colores indican la concentración de clorofila en mg m^{-3} . (Fuente: modificado de Vollenweider y Kerekes, 1981).

CAPITULO VI

CARGAS DE NUTRIENTES MEDIANTE LA APLICACIÓN DEL MODELO AVGWLF

1. INTRODUCCION

El estudio de cuencas hidrológicas en la región pampeana resulta problemática y compleja debido a la falta de datos continuos climáticos, de aforo, etc. y además por la diversidad de unidades ambientales. Cada subcuenca presenta características únicas que la identifican y diferencian de su entorno. Sin embargo, los procesos hidrológicos que en ellas se desarrollan son similares: precipitación, evapotranspiración, escurrimientos etc., por lo que la aplicación de modelos es una buena alternativa cuando se presentan estos problemas.

Los cuerpos de agua continentales reciben la influencia de las aguas de escorrentía de su cuenca de drenaje, ricas en nutrientes derivados de la actividad urbana, agrícola e industrial. Constituyen sistemas caracterizados por grandes fluctuaciones en sus características físico-químicas y ecológicas y por una estrecha interdependencia con las actividades socio-económicas que se realizan en su entorno.

La pérdida de nutrientes está estrechamente asociada a las precipitaciones y la escorrentía. En el caso del fósforo, que suele estar relacionado con la fase sólida (sedimento), las pérdidas por escorrentía están directamente vinculadas a la pérdida de suelo. En consecuencia, los aspectos económicos del control de nutrientes suelen estar en relación con el costo que representa el control de la escorrentía y la pérdida de suelo (FAO, 1997).

Las tierras agrícolas son muy susceptibles a la pérdida de nutrientes hacia las aguas superficiales y subterráneas. Esto se debe a que es habitual la erosión dado que se encuentran sin cubierta vegetal protectora y también porque son frecuentes las labranzas. Las mejores prácticas de manejo ayudan a controlar o atenuar la contaminación difusa proveniente de las áreas agrícolas (Park *et al.*, 1995). Las prácticas de conservación están entre las primeras que se usan para controlar la erosión hídrica (Renard y Mausbach, 1990).

La aplicación de modelos que funcionan en interfase con los SIG son metodologías de importancia para la caracterización ambiental del espacio. Los modelos proveen un marco apropiado para identificar tendencias y cambios significativos, así como para desarrollar estrategias adecuadas de intervención o de manejo alternativo (White *et al.*, 1993).

El reconocimiento de la importancia de la contaminación por fuentes puntuales y difusas ha llevado a aumentar los esfuerzos en los últimos años, para identificar y cuantificar las fuentes de cargas, sobre todo a nivel de cuenca. Por esta razón, el objetivo de este capítulo es cuantificar las cargas de nutrientes y sedimentos desde fuentes puntuales y difusas, mediante la aplicación del modelo Arc View Generalized Watershed Loading Function (AVGWLF). La utilización del modelo y sus resultados permitirá integrar todos los estudios presentados en los capítulos anteriores.

El modelo utilizado en la presente investigación, AVGWLF, fue desarrollado por Haith y Shoemaker (1987). La versión original fue escrita en visual Basic por Evans *et al.*, (2002) para facilitar la integración con Arc View.

2. METODO DE TRABAJO

2.1. Descripción general del modelo

El modelo AVGWLF simula las cargas mensuales de nitrógeno y fósforo en la cuenca tomando las variables de origen y tamaño (agricultura, forestación, desarrollo de la tierra). Cuenta con algoritmos para calcular la carga de sistemas sépticos y permite la inclusión de datos de descarga de fuentes puntuales.

El modelo tiene su fuerza en la parte hidrológica y considera tres tipos de almacenamientos: zona no saturada, zona subsuperficial y la zona subterránea. Estos determinan para cada momento la evapotranspiración, la escorrentía superficial y subterránea. La cuenca es dividida según los usos del suelo. Las corrientes superficiales y subterráneas de cada uso del suelo dentro de la cuenca son predecidos a partir de los datos diarios de precipitación y temperatura.

Se obtiene además con el modelo la concentración de nutrientes en aguas superficiales y subterráneas y también material erosionado. La carga de nutrientes es obtenida por multiplicación de la concentración de nutrientes por la corriente de agua.

Se agregan como puntos fuentes puntuales como sistemas sépticos, los que se incluyen como cargas de nutrientes.

Las entradas urbanas de nutrientes son asumidas en la fase sólida y el modelo usa un exponencial de acumulación y una función de lavado para estas cargas. En la figura 149 se muestra un esquema del funcionamiento del modelo. El modelo calcula las corrientes y la carga de nutrientes para cada uno de los usos del suelo y estas contribuciones son sumadas para obtener la carga final en toda la cuenca.

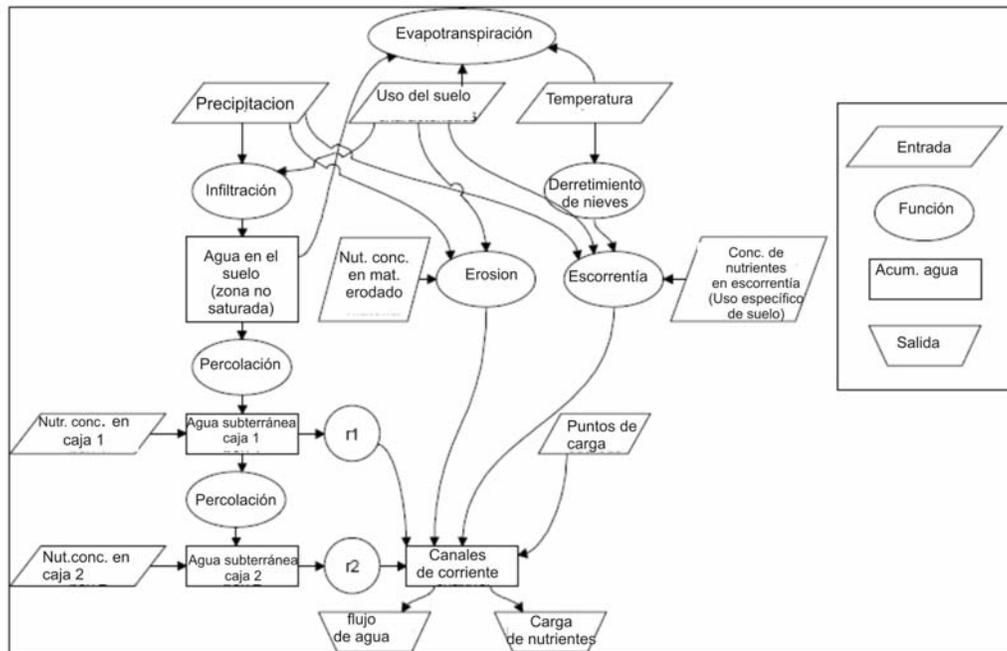


Fig. 149. Esquema de funcionamiento del modelo AVGWLF. (Fuente: adaptado de Haith y Shoemaker, 1987).

El modelo usa datos de climático diarios para el cálculo de balance de agua. Los cálculos mensuales para carga de sedimentos y nutrientes se basan en la acumulación de los balances de agua diarios. El balance de agua se obtiene diariamente para la zona saturada y no saturada, obteniendo la infiltración por diferencia entre la precipitación menos las corrientes superficiales más evapotranspiración.

La erosión y sedimentación son estimadas mensualmente usando la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE). Las pérdidas de nutrientes superficiales son determinadas aplicando el coeficiente de N y P disuelto en las corrientes superficiales y el coeficiente de sedimentación para cada porción de la zona agrícola. La evapotranspiración se determina usando también los datos diarios de precipitación y temperatura y depende del tipo de uso y cobertura de la tierra.

2.2. Flujo de Agua

La parte hidrológica del modelo es simple y se representa en la figura 150. Los datos de entrada necesarios para esta parte del modelo son la precipitación y temperatura diaria y los usos del suelo. Los flujos de corrientes son el resultado de la suma de los flujos subterráneos y la escorrentía superficial (ecuación 1). El total de flujos es dividido por el área de la cuenca, con lo cual se obtiene la unidad centímetro.

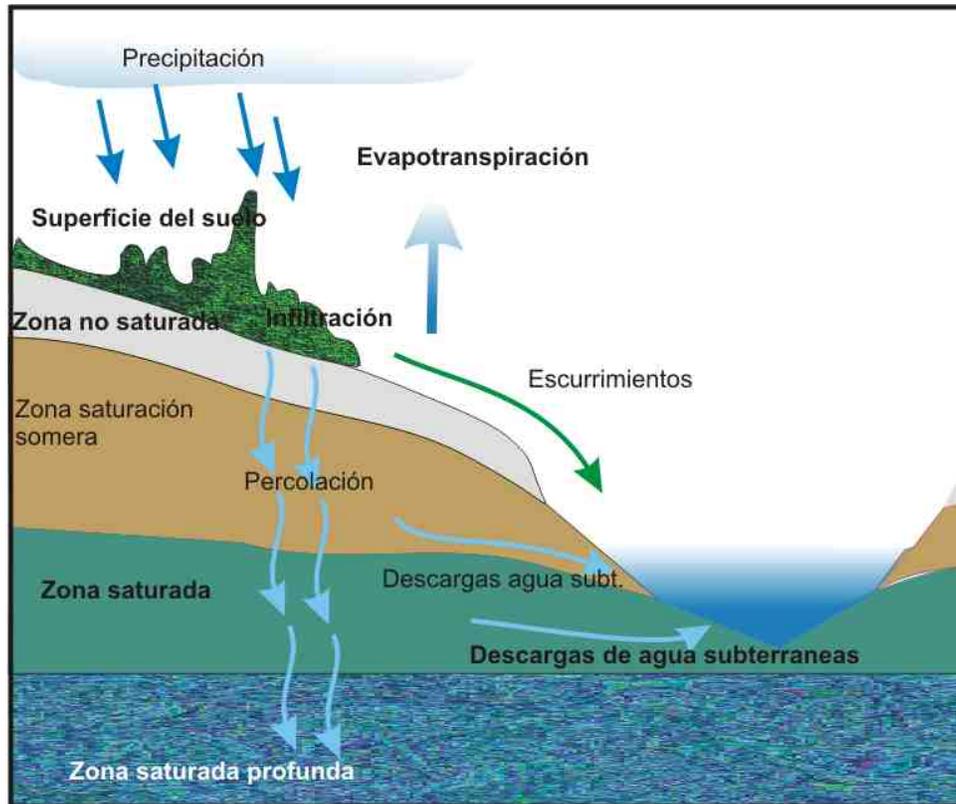


Fig.150. Representación de la parte hidrológica del modelo GWLF. (Fuente: Modificado de: Evans *et al.*, 2002)

$$C_t = Q_t + G1_t + G2_t \quad (1)$$

C_t = flujo de agua en el día t (cm)

Q_t = Escorrentía superficial para la corriente del día t (cm)

$G1_t$ = flujo subterráneo de la caja 1 para el canal de corriente del día t (cm)

$G2_t$ = flujo subterráneo de la caja 2 para el canal de corriente del día t (cm)

La escorrentía superficial es calculada de los datos de clima de las estaciones meteorológicas de Carhué y el Arbolito. Las aguas que no contribuyen a la escorrentía

superficial se infiltrarán en el suelo se perderá a la atmósfera por evapotranspiración o irá a las aguas subterráneas por percolación (Ecuación 2). La evapotranspiración (E_t) está limitada por la humedad disponible del suelo en la zona no saturada y por el potencial de evapotranspiración (Anexo D).

$$E_t = \text{Min}(CV_t PE_t; U_t + R_t + M_t - Q_t) \quad (2)$$

Min= mínimo

CV_t = coeficiente de evapotranspiración

PE_t = evapotranspiración potencial (cm)

U_t = humedad de la zona no saturada

R_t = lluvia correspondiente al día t (cm)

M_t = derretimiento de nieve sobre del día t

Q_t = corriente superficial de uso de la tierra k en el día

El coeficiente de evapotranspiración depende de la estación y el uso del suelo. Este coeficiente es más alto durante la época de cultivo ya que la transpiración de la vegetación es mayor. El potencial de evapotranspiración para cada día es calculado del número de horas con luz del día, la presión de vapor de agua y la temperatura media del aire diaria.

La percolación (PC_t) ocurre cada día, de modo que la humedad de la zona no saturada percola dentro de la zona saturada. Si no hay humedad en la zona no saturada no habrá percolación.

$$PC_t = \text{Max}(0; U_t + R_t + M_t + Q_t - E_t) \quad (3)$$

Las descargas subterráneas de los ríos y la percolación de la zona 1 y zona 2 se calcula del coeficiente de recesión para cada día (Fig. 149).

$$G1_t = r1 * S1_t \quad (4)$$

$$G2_t = r2 * S2_t \quad (5)$$

$$G_t = gr * S1_t \quad (6)$$

$G1$ = flujo de agua subterránea de la caja 1 de la corriente ($\text{cm} \cdot \text{día}^{-1}$).

$G2$ = flujo de agua subterránea de la caja 2 de la corriente ($\text{cm} \cdot \text{día}^{-1}$).

$r1$ = coeficiente de recesión de la caja 1 (día^{-1}).

$r2$ = coeficiente de recesión de la caja 2 (día^{-1}).

$S1$ = humedad del suelo en agua subterránea de la caja 1 (cm).

S2= humedad del suelo en agua subterránea de la caja 2 (cm).

G = flujo de agua subterránea de la caja 1 al agua subterránea de la caja 2 (cm*día⁻¹).

gr = coeficiente del flujo subterráneo de la caja 2 (día⁻¹).

2.3. Nutrientes

En el modelo GWLF las cargas de nitrógeno y fósforo disuelto se estiman cada día. Los valores diarios se suman para proporcionar estimaciones mensuales de las cargas de nutrientes. Se asume que el origen de los nutrientes disueltos provienen de escurrimientos superficiales, fuentes puntuales y descargas de aguas subterráneas. De este modo, las cargas mensuales de nitrógeno o fósforo disuelto en los flujos son:

$$LD_m = DP_m + DR_m + DG_m \quad (7)$$

LD_m = Carga total de nutrientes en fase disuelta en m por mes (kg)

DP_m = Carga de nutrientes de fuentes puntuales en fase disuelta m por mes (kg)

DR_m = Carga de nutrientes de escurrimientos rurales en fase disuelta m por mes (kg)

DG_m = Carga de nutrientes de aguas subterráneas en fase disuelta m por mes (kg)

La fuente de nutrientes en fase sólida consiste en la erosión de suelos rurales y el lavado de material de las zonas urbanas:

$$LS_m = SR_m + SU_m \quad (8)$$

LS_m = Carga total de nutrientes en fase sólida en m por mes (kg)

SR_m = Carga total de nutrientes en fase sólida de la escorrentía rural en m por mes (kg).

SU_m = Carga total de nutrientes en fase sólida de la escorrentía urbana en m por mes.

2.4. Carga de Nutrientes de las Escorrentías Rurales.

2.4.1. Cargas de nutrientes de las escorrentías rurales en fase disuelta.

Las cargas de nutrientes de las escorrentías rurales, para cada uso, es obtenida multiplicando las corrientes por la concentración de nutrientes. El modelo necesita la concentración de nutrientes en las escorrentías de los diferentes usos. El total de las cargas mensuales de los diferentes usos del suelo (DR_m) se obtienen a partir de las contribuciones diarias.

$$DR_m = 0.10 * \sum_k \sum_{t=1}^{dm} (Cd_k * Q_{kt} * AR_k) \quad (9)$$

Cd_k = concentración de nutrientes en los escurrimientos superficiales de los usos del suelo k ($mg\ l^{-1}$)

Q_{kt} = escurrimientos superficiales de los usos del suelo k en el día t (Anexo E).

AR_k = área de los usos del suelo k (ha)

dm = número de días en el mes m

0,10 = factor dimensional asociados con las unidades del resto de los factores en la ecuación.

2.4.2. Cargas de nutrientes de las escorrentías rurales en fase sólida.

La carga de nutrientes rurales en fase sólida (SR_m) (Evans *et al.*, 2002) está dado por el producto de la sedimentación mensual de la cuenca y la concentración media de nutrientes en los sedimentos:

$$SR_m = 0.001 * Cs * Y_m \quad (10)$$

Cs = concentración media de nutrientes en sedimento ($mg\ kg^{-1}$)

Y_m = sedimentación mensual de la cuenca (tn)

La definición de la producción de sedimentos es “la cantidad total de material erodado que viaja desde la fuente a un punto debajo de la corriente” (Chow, 1964). Esta producción de sedimentos depende del suelo, uso del suelo característico e intensidad de la lluvia. La sedimentación total de la cuenca en el mes j es:

$$X_j = DR \sum_k \sum_{t=1}^{dj} X_{kt} \quad (11)$$

DR = radio de aporte de sedimentos de la cuenca.

X = erosión del uso del suelo k en el día t (Mg).

Dj = número de días en el mes j.

La erosión del uso del suelo k en el día t esta dado por:

$$X_{kt} = 0.132 * RE_k * K_k * (LS)_k * C_k * P_k * AR_k \quad (12)$$

RE = erosión por intensidad de la lluvia en el día t ($(Mj*mm)/(ha/h)$).

K = factor de erosividad del suelo.

(LS) = factor topográfico

C = Factor de cobertura y manejo.

P = Factor de apoyo a la práctica.

El producto $K*LS*C*P$ es llamado factor de erosión (Evans *et al.*, 2002). LS se determina usando los datos de topografía. La erosión por intensidad de lluvia es estimada por una ecuación empírica.

$$RE_t = 64.6 * a_t * R_t^{1.81} \quad (13)$$

a = coeficiente de erosividad por intensidad de lluvia

R = intensidad de la lluvia por día.

El coeficiente de erodabilidad por intensidad de lluvia varía con la estación y localización geográfica. El transporte de sedimentos de cada mes (TR_j) es definido por la siguiente ecuación:

$$TR_j = \sum_{t=1}^{d_j} C_t^{5/3} \quad (14)$$

La producción de sedimentos en el mes j serán asignados a los meses $j, j, +1, \dots, 12$ en proporción a la capacidad de transporte de cada mes. La capacidad total de transporte del mes $j, j, \dots, +12$ es proporcional a la suma de los factores durante este mes definido como B_j .

$$B_j = \sum_{h=j}^{12} TR_h \quad (15)$$

Para cada mes la fracción disponible de sedimentos X las cuales contribuyen a Y_m , es TR_m/B_j . el rendimiento total mensual es la suma de todas las contribuciones de los meses precedentes:

$$Y_m = TR_m \sum_{j=1}^m (X_j / B_j) \quad (16)$$

2.5. Carga de Nutrientes de los Ecurrimientos Urbanos.

Las superficies urbanas se asumen como zonas impermeables. Los nutrientes acumulados sobre las superficies urbanas son lavados con los escurrimientos. La tasa de acumulación durante los períodos secos se define:

$$\frac{dN_k}{dt} = n_k - \beta * N_k \quad (17)$$

Donde

$N(t)$ = carga de nutrientes acumulados en el uso del suelo k en el día t (kg ha^{-1}).

n = tasa constante de acumulación (kg (ha*día)^{-1}).

β = tasa de agotamiento constante (día^{-1}).

Para resolver la ecuación 17 se utiliza la siguiente:

$$N_k(t) = N_{k0} e^{-\beta t} + (n_k / \beta)(1 - e^{-\beta t}) \quad (18)$$

donde, $N_{k0} = N_k(0)$

En cada incremento de tiempo, la ecuación 18 se hace asintótica cuando la tasa de agotamiento se aproxima a la tasa de acumulación.

$$N_{k,max} = \lim_{t \rightarrow \infty} N_k(t) = n_k / \beta \quad (19)$$

Asumiendo que $N_k(t)$ alcanza el 90% de los máximos valores en 20 días, la ecuación puede ser resuelta con $\beta = 0,12$.

La ecuación 18 puede ser escrita para un intervalo de tiempo de un día que es la forma en que lo usa el modelo GWLF:

$$N_{k,t+1} = N_{kt} e^{-0.12} + (n_k / 0.12)(1 - e^{-0.12}) - W_{kt} \quad (20)$$

W = cargas de los usos del suelo en el día t (kg ha^{-1})

La carga de nutrientes en los escurrimientos en los eventos de lavado (W_{kt}) es una función de la cantidad de nutrientes acumulados en el tiempo y de los flujos de esorrentía.

$$W_{kt} = W_{kt} \left[N_{kt} e^{-0.12} + (n_k + 0.12)(1 - e^{-0.12}) \right] \quad (21)$$

$$W_{kt} = 1 - e^{-1.81Q_{kt}} \quad (22)$$

La ecuación 21 se basa en que 1,27 cm de la escorrentía lavará el 90 % de los contaminantes acumulados (Evans *et al.*, 2002). Las cargas mensuales de escurrimientos de los nutrientes urbanos están dados por:

$$SU_m = \sum_k \sum_{t=1}^{dm} (W_{kt} * AR_k) \quad (23)$$

2.6. Cargas de Nutrientes Subterráneos.

Las cargas de nutrientes subterráneos de las corrientes se obtienen por multiplicación del flujo de cada zona subterránea por la concentración de nutrientes subterráneos (Evans *et al.*, 2002). La carga de nutrientes subterráneos es calculada de la siguiente manera:

$$DG_m = 0.1 * AT \left(C1_g \sum_{t=1}^{dm} G1_t + C2_g \sum_{t=1}^{dm} G2_g \right) \quad (24)$$

C1= concentración de nutrientes en la caja subterránea 1(Fig. 149) (mg l⁻¹)

C2= concentración de nutrientes en la caja subterránea 1 (Fig. 149) (mg l⁻¹)

AT = área de la cuenca (ha)

2.7. Calibración y Validación del Modelo

Para la calibración y validación del modelo se utilizó el período comprendido entre octubre de 2004 y diciembre de 2006. El primer paso para la calibración del modelo fue disipar la parte hidrológica. Los datos utilizados para la calibración de los flujos superficiales fueron cedidos por la Estación Experimental de Carhué y la Estación Experimental de Pasman pertenecientes al Gobierno de la Provincia de Buenos Aires. Los datos obtenidos fueron graficados y superpuestos a los simulados por el modelo.

Una vez corroborada la parte hidrológica, el segundo paso consistió en la calibración y validación de los datos de nutrientes. Estos datos fueron tomados durante las campañas realizadas en el período de estudio y constatadas con datos tomados por la Municipalidad de Carhué y Guaminí. Los datos fueron expresados en gráficos de regresión para indicar el grado de validez del modelo.

En la figura 151 se observa la calibración de las corrientes estimadas por el modelo y observadas en campo. Si bien la regresión tuvo resultados superiores al 80 % (Fig.152) en algunos períodos se observa una sobrestimación del modelo como a principios y finales del año 2004 y sobre finales del año 2005.

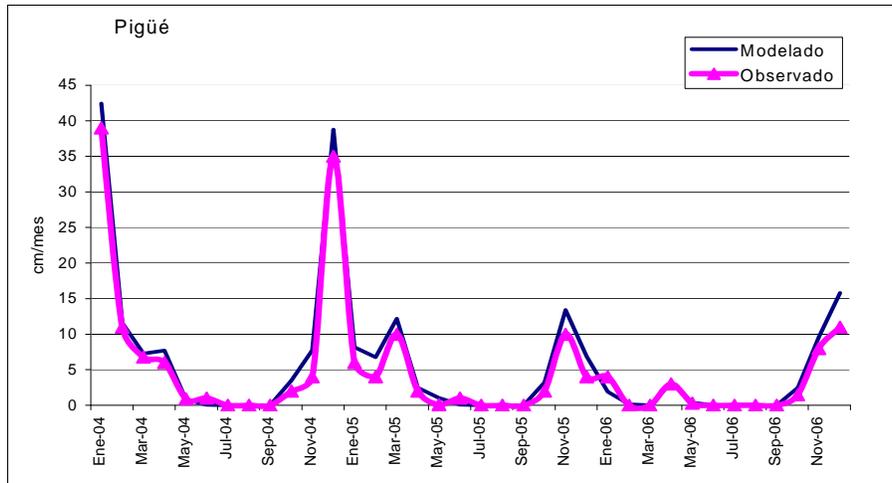


Fig. 151. Calibración de las corrientes en la subcuenca Pigüé.

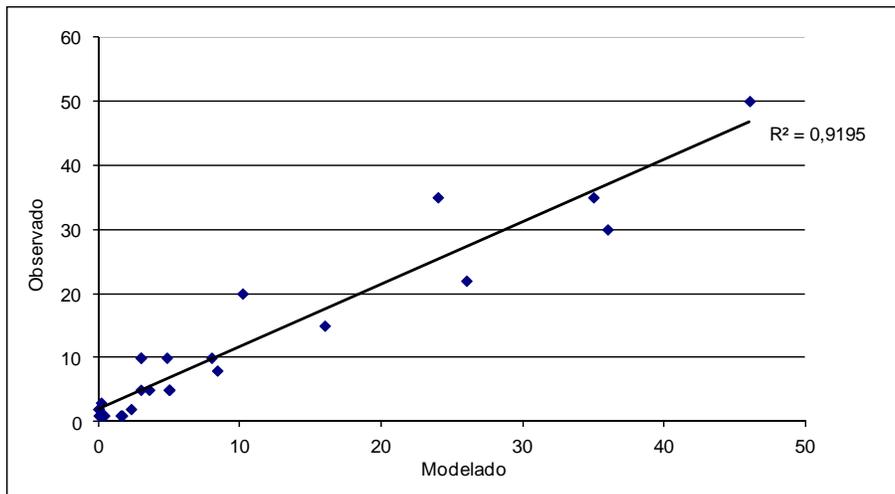


Fig. 152: Regresión entre las corrientes observadas y modeladas

La figura 153 muestra la calibración y validación del modelo para el nitrógeno en la subcuenca Pigüé. En el año 2005 el modelo subestimó los aportes de nitrógeno; es decir los valores registrados fueron mayores a los observados, sobre todo en el mes de julio de 2005 y octubre del 2005. Sin embargo la regresión (Fig. 154) dio valores significativos $r^2=0,92$ para la modelación.

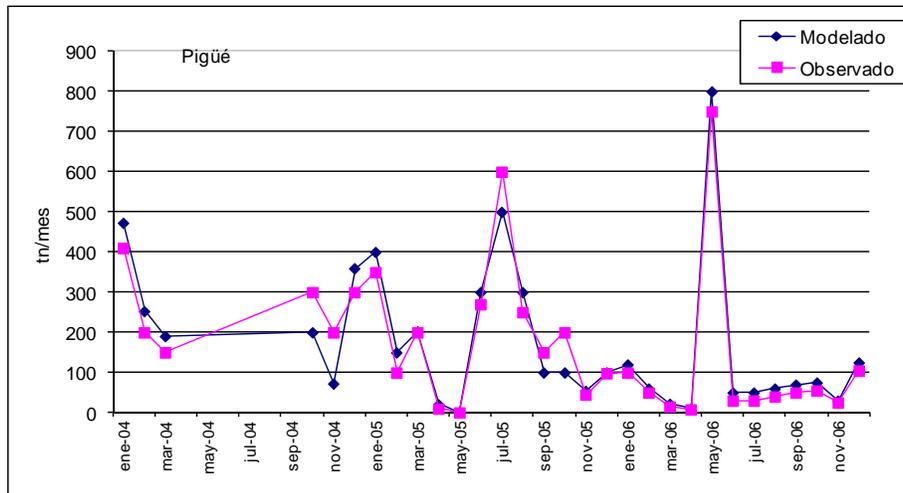


Fig. 153. Calibración del Modelo para la subcuenca Pigüé.

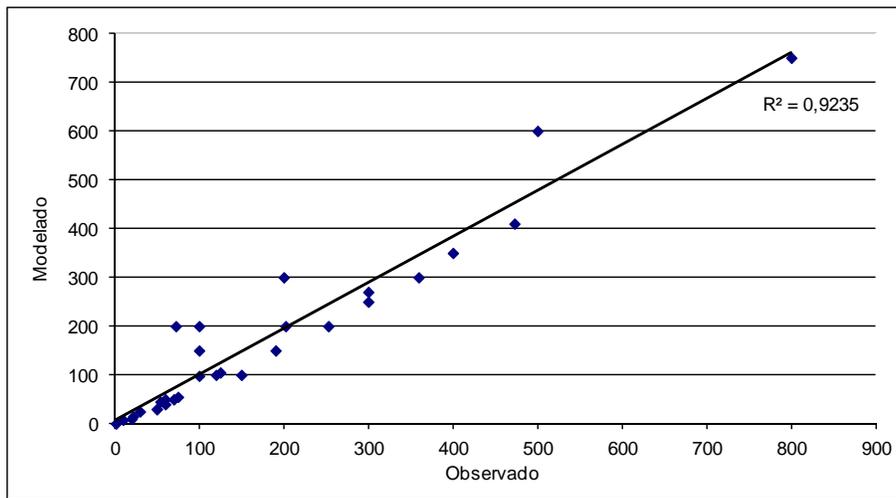


Fig. 154. Recta de regresión entre lo modelado y lo observado en la subcuenca Pigüé para el nitrógeno.

La calibración y validación en el caso del fósforo también mostró resultados significativos (Fig.155). Se observa, como en el caso del nitrógeno que en noviembre de 2005 y octubre del 2006 los valores observados fueron mayores a los que arrojó el modelo. En enero de 2006 hubo una sobreestimación. Sin embargo, los valores de regresión (Fig. 156) se ajustaron a los resultados observados con un valor de $r^2 = 0,92$.

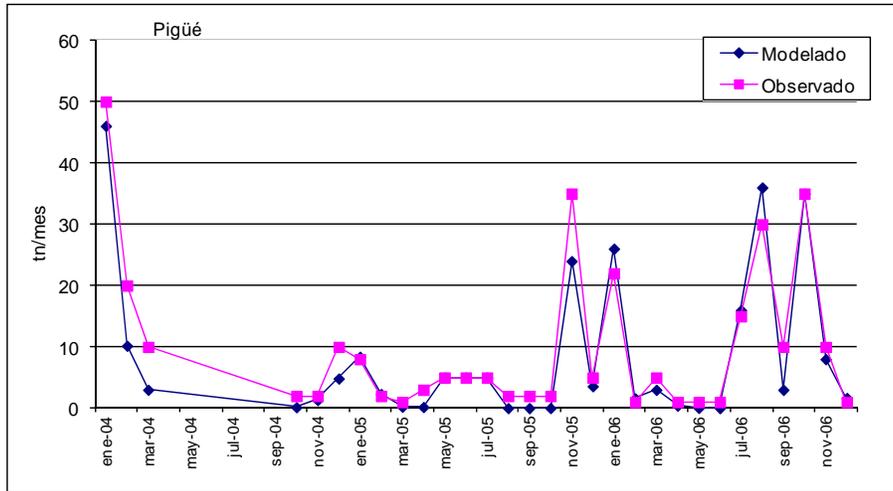


Fig. 155. Calibración del Modelo para la subcuenca Pigüé para el fósforo.

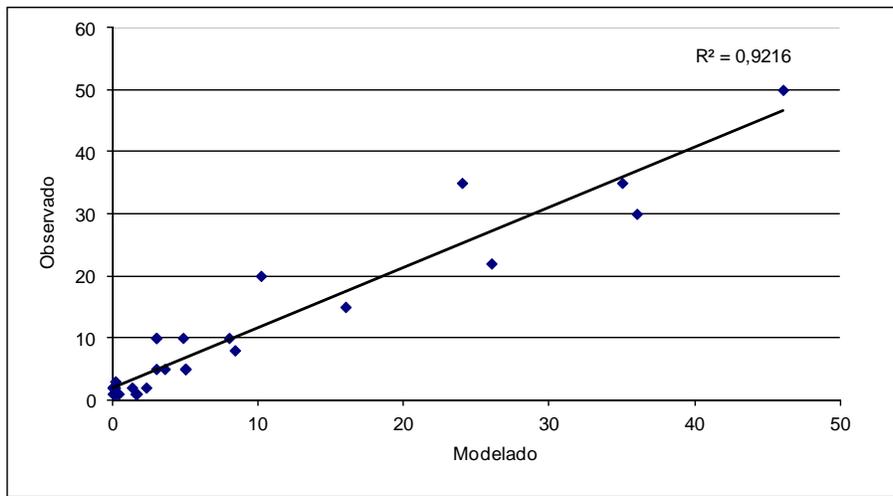


Fig. 156. Recta de regresión entre lo modelado y lo observado en la subcuenca Pigüé para el fósforo.

La calibración y validación para todas las demás subcuencas mostraron valores muy significativos en los cuales r^2 tuvo valores entre 0,80 y 0,95.

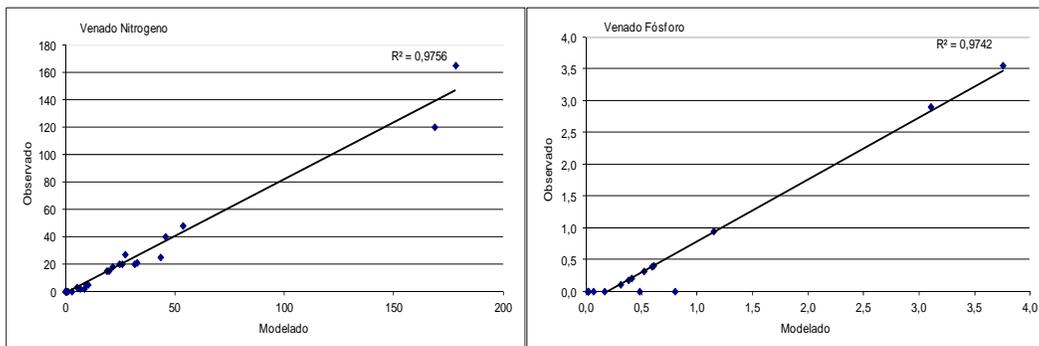
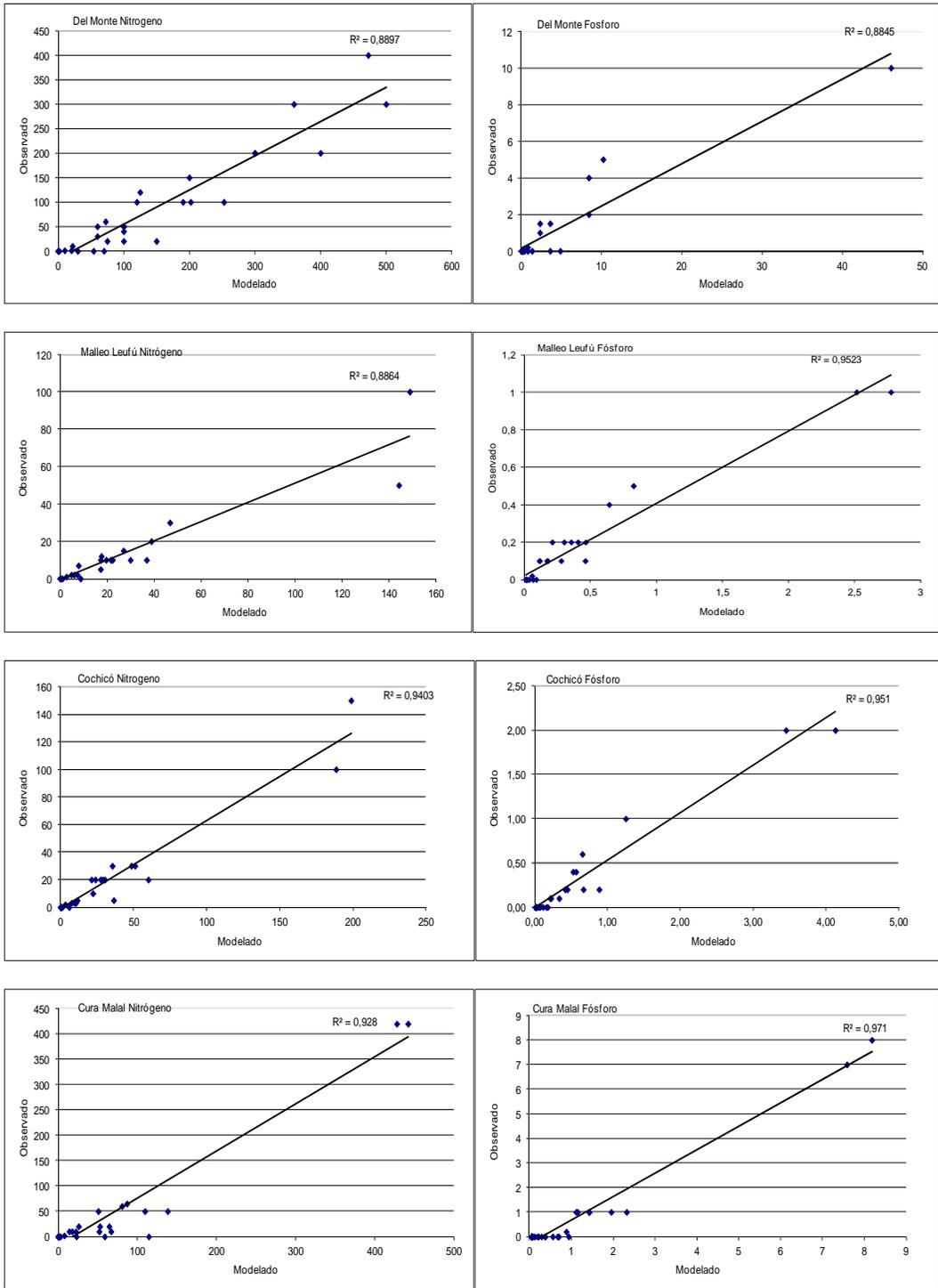
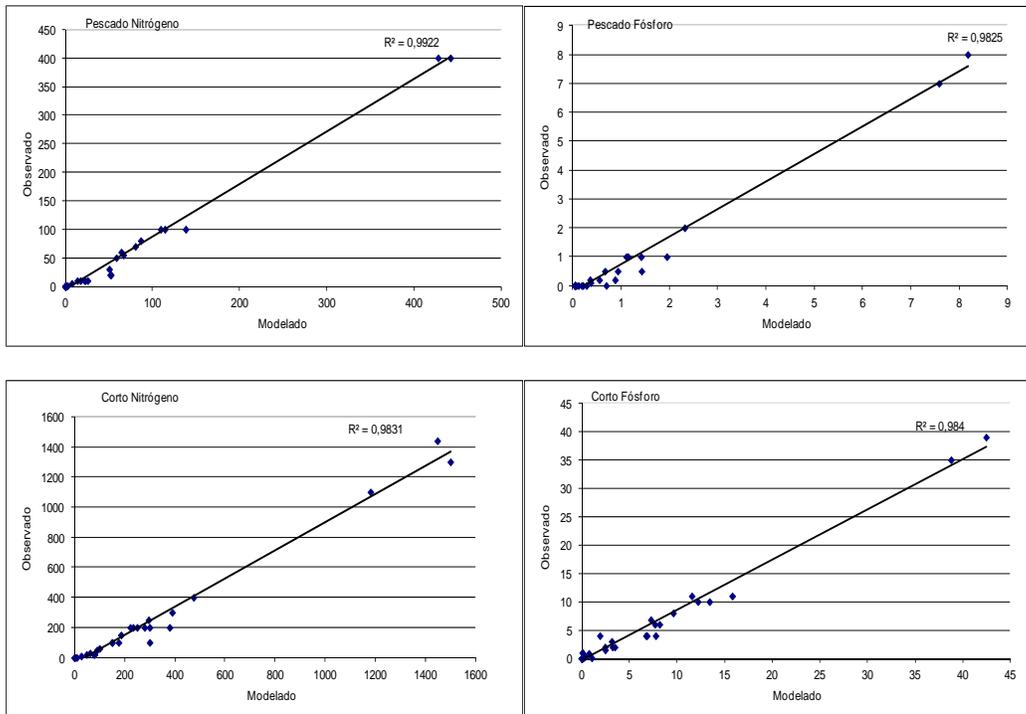


Fig. 157. Recta de regresión entre lo modelado y lo observado en las subcuencas para el nitrógeno y el fósforo.



Continuación Fig. 157.



Continuación Fig. 157.

2.8. Análisis Espacial con técnicas cuantitativas

Se utilizó el análisis de datos espaciales en formato raster para combinar planos temáticos, a través de criterios ambientales. Los formatos raster, como el GRID, son los más indicados para representar fenómenos geográficos que varían constantemente en el espacio. Los temas GRID utilizan una matriz de celdas con un tamaño estándar determinado y con distintos valores para representar diferentes elementos. Este formato es el adecuado para el modelado espacial y el análisis de flujos y tendencias de datos representados como superficies continuas, modelado hidrológico, etc. Las operaciones matemáticas entre los GRID darán como resultado un nuevo GRID con valores de 0 y 1, el primero indicará las zonas donde no se cumple la condición y el 1 donde la cumple.

En este caso se utilizó esta técnica para cruzar los datos obtenidos por el modelo y los datos de los capítulos anteriores. El producto del estudio es la definición de sectores de mayor peligrosidad para el uso de nutrientes, de tal forma que se garanticen la prevención o mitigación de impactos y preservación del medio ambiente. Los pasos seguidos se muestran en la figura 158.

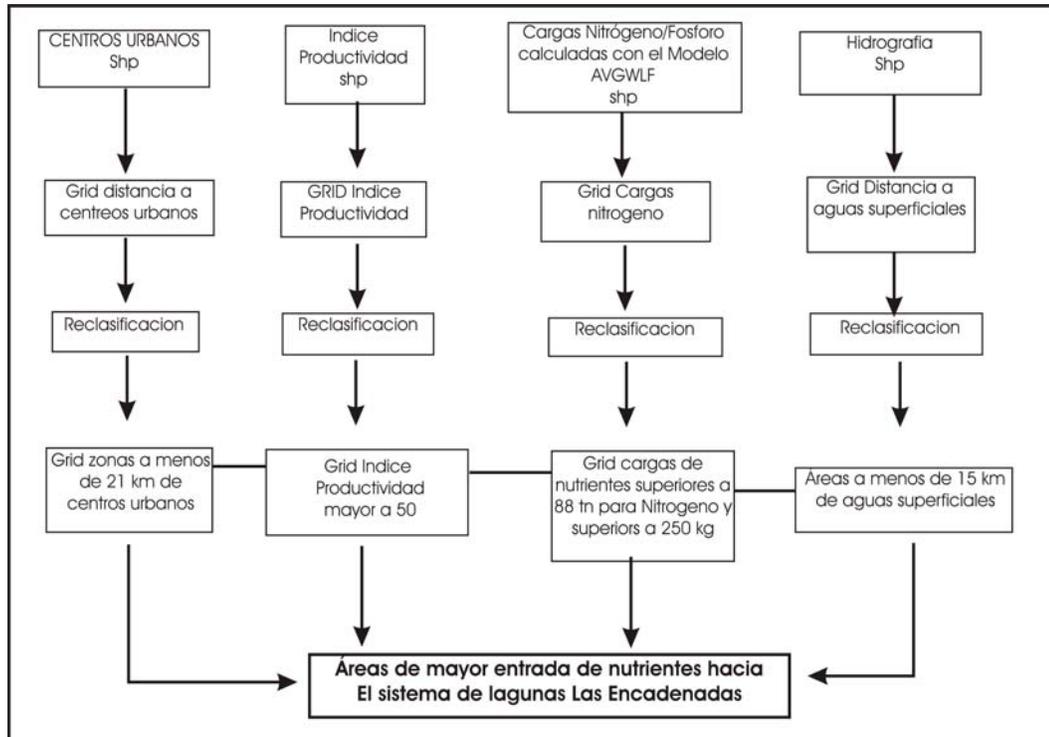


Fig. 158. Pasos metodológicos para localizar áreas de mayor ingreso de nutrientes hacia las lagunas Las Encadenadas del Oeste. Elaboración propia.

De las zonas urbanas se consideraron las áreas que están a menos de 21 km de centros urbanos. Estas zonas son las que por diferentes causas (presencia de basurales, jardines, parques, desagües cloacales e industriales etc.) aportan una mayor cantidad de nutrientes a las aguas superficiales.

En las zonas rurales los mayores aportes de nutrientes provienen de las zonas más cultivadas. Se consideró entonces como mayores aportes de nutrientes las zonas con un índice de productividad mayor a 50. Para los aportes de nutrientes se consideraron las zonas en que las cargas de nitrógeno, calculadas con el modelo AVGWLF fueron mayores a 80 tn y para el fósforo aquellas zonas con cargas superiores a 250 kg. Se calcularon las áreas a menos de 15 km de aguas superficiales. Todos aquellos lugares que cumplían estas condiciones conformaron el mapa con áreas de mayores aportes de nutrientes hacia las lagunas.

3. RESULTADOS

3.1 Entradas de nutrientes al sistema de las lagunas.

Las fuentes de aportes de nutrientes y contaminantes en cuencas hidrográficas pueden ser puntuales o difusas. Las *fuentes puntuales* son aquellas que se pueden identificar físicamente con precisión; por ejemplo, un canal. Las *fuentes difusas* son las que no pueden identificarse con precisión, como la escorrentía de la zona agrícola (Ongley, 1997; De Jonge *et al.*, 2002). La contaminación del agua procedente de fuentes difusas es el resultado de un amplio grupo de actividades humanas, donde los contaminantes no tienen un punto preciso de ingreso en los cursos de agua que los reciben; la contaminación se presenta cuando el agua discurre sobre la superficie del terreno –escorrentía– y al percolar por el subsuelo, arrastra los contaminantes y los agrega finalmente a aguas superficiales, costeras y subterráneas, por lo que son más difíciles de identificar, medir y controlar (Ongley, 1997; de Jonge *et al.*, 2002).

En la cuenca de las Encadenadas del Oeste se observaron fuentes de los dos tipos. La figura 159 representa un esquema de las diferentes fuentes y vías de aportes de nutrientes a las lagunas.

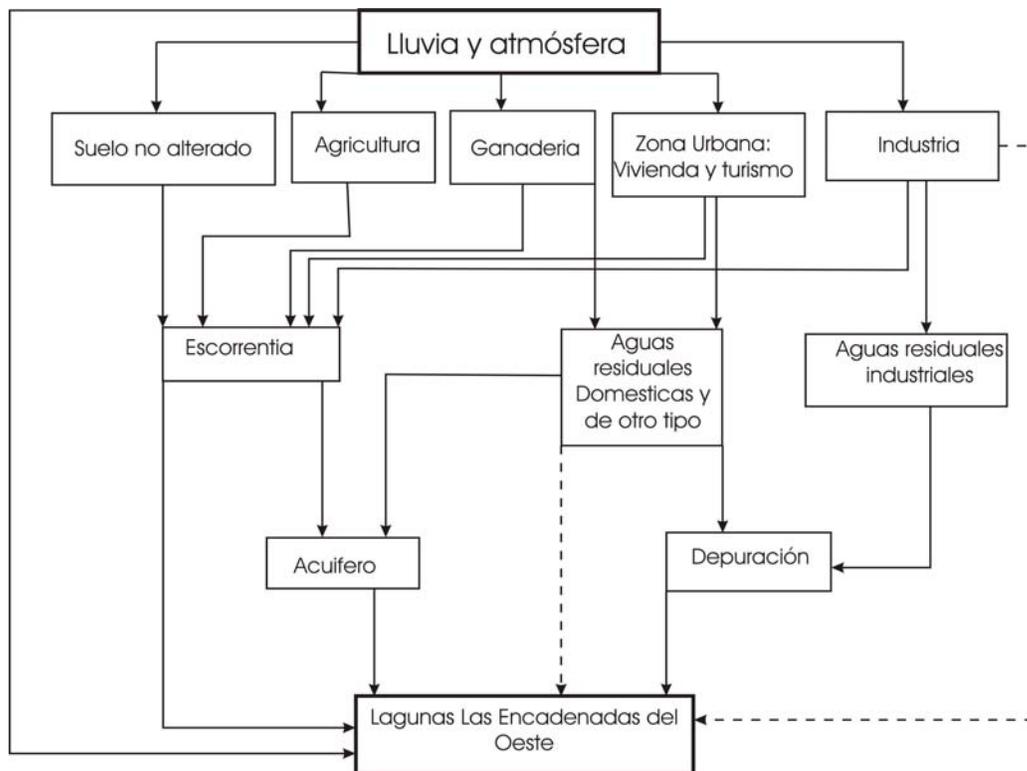


Fig. 159. Principales fuentes y vías de nutrientes que ingresan a las lagunas. Fuente: Elaboración propia.

El grid uso y cobertura de la tierra (Fig. 160) es de vital importancia en el modelo AVGWLF, ya que las cargas contaminantes son determinadas en gran medida por las condiciones del uso y cobertura de la cuenca. Esta capa se utiliza para estimar los parámetros del modelo en relación con la escorrentía, la erosión y la infiltración de superficie directamente relacionados con la cubierta vegetal.

Entre las fuentes puntuales que aportan nutrientes a las lagunas se encuentran las zonas urbanas e industriales. Las zonas urbanas de mayor cantidad de población son las localidades de Carhué (16245 hab.), Guaminí (2704 hab.), Huanguelén (4896 hab.), Pigüé (13822 hab.) y Coronel Suárez (29824 hab.). La cuenca tiene además industrias que aportan sus nutrientes a través de las aguas residuales, destacándose por su tamaño y función una industria textil y otra celulosa (Fig. 161).

La estimación del aporte de nitrógeno por habitante en las zonas urbanas de América Latina es de 5 kg hab.⁻¹ anuales y de 1,1 kg hab.⁻¹ anuales de fósforo. Están incluidos en estos valores los aportes de todas aquellas actividades que se llevan adelante en la vida diaria de una población, es decir, en el contexto doméstico, público, urbano e industrial (Foster *et al.*, 1987).

Las fuentes difusas en la cuenca están representadas por la agricultura, la ganadería y pequeñas cantidades de suelos no alterado. La región pampeana durante la década del 90 y hasta la actualidad ha registrado avances tecnológicos que se manifestaron en el incremento del uso de fertilizantes. Mientras que casi el 90 por ciento de los productores ahora fertilizan sus trigos, en 1993 sólo el 28 % realizaba la práctica. Setenta y dos por ciento de los productores de maíz fertilizan actualmente sus lotes, un aumento de seis veces la proporción desde 1993 (FAO, 2004). El consumo de fertilizantes se muestra en la Figura 162.

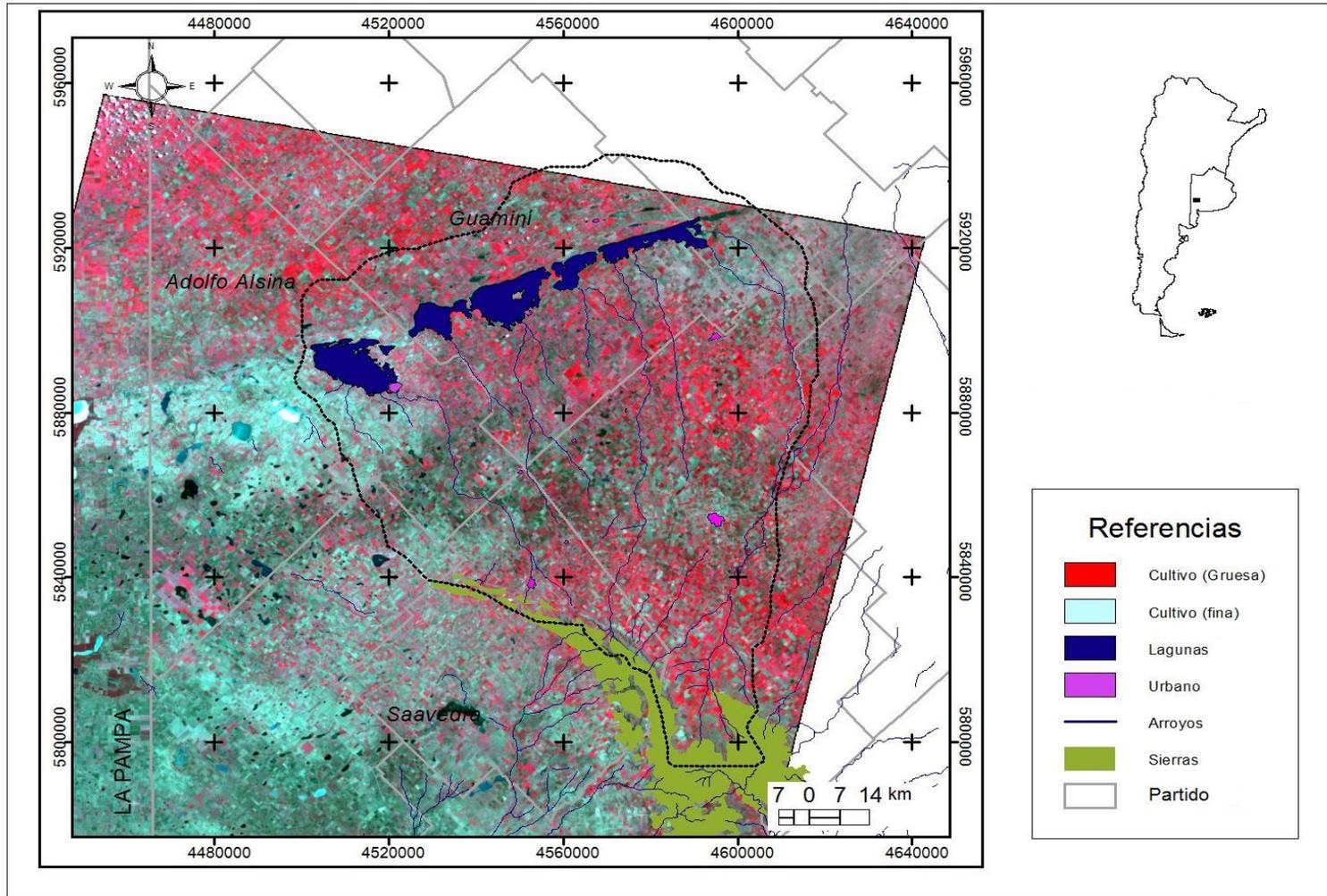


Fig. 160. Usos del suelo en la cuenca las Encadenadas del Oeste, sobre la base de la imagen Landsat 5 TM enero 2005. Fuente: Elaboración propia.



a



b



c

d



Fig.161. Fuentes puntuales de aportes de nutrientes a- Descargas de aguas servidas de la localidad de Carhué b- Guaminí c- Descarga de la celulosa. d – Celulosa.

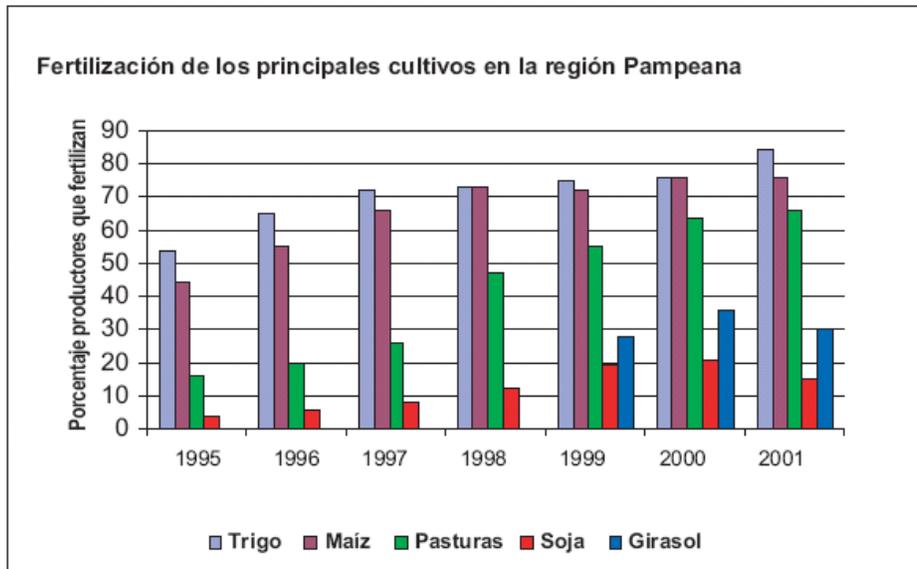


Fig. 162. Uso de Fertilizantes en la Argentina, para los diferentes cultivos. Fuente FAO, 2004.

La fertilización en esta región se realiza, según el ciclo fenológico del cultivo, de la siguiente manera, trigo en la siembra y el macollaje, el maíz siembra y/o cuando el cultivo tiene 6 hojas, el girasol en la siembra. En la figura 163 se muestra el ciclo fenológico de los cultivos para la región pampeana. La cuenca es una cuenca eminentemente agrícola ganadera. Más del 90 % de la superficie se encuentra cultivada.

CALENDARIO AGRÍCOLA - PRADERA PAMPEANA - CULTIVOS DE INVIERNO

	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY
TRIGO		S					F		C					
CEREALES	S					F		C						

Fig. 163. Calendario agrícola de la región pampeana. (Fuente: UNLU, Proditel, 2004). S: siembra, F: floración y C: cosecha.

CALENDARIO AGRÍCOLA - PRADERA PAMPEANA - CULTIVOS DE VERANO

	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY
MAIZ						S			F		C			
SOJA 1°							S		F			C		
SOJA 2°								S		F			C	
GIRASOL						S			F		C			

Continuación Fig. 163.

3.2 Cargas de nitrógeno

Para poder desarrollar medidas e implementar programas que se encaminen a un uso más eficiente del medio ambiente es necesario cuantificar las pérdidas de nutrientes. Para estimar las cargas de nitrógeno de las corrientes el modelo AVGWLF necesita la estimación de entradas de aguas subterráneas y subsuperficiales. La estimación inicial de esta concentración (en mg l^{-1}) está basada en el grid de nitrógeno de agua subterránea (Fig.164), la cual es subsecuentemente ajustada usando la fórmula de regresión interna (ver metodología). Esta concentración inicial está basada en relaciones espaciales de condiciones superficiales (superficie geológica, tipo de suelo) y uso y cobertura del suelo (Anexo F Fig. F 1). Por ejemplo en áreas de cultivo intensivo con materiales de alta porosidad a menudo existen concentraciones superficiales y subsuperficiales de 10 mg l^{-1} (Evans y Kenneth, 2006).

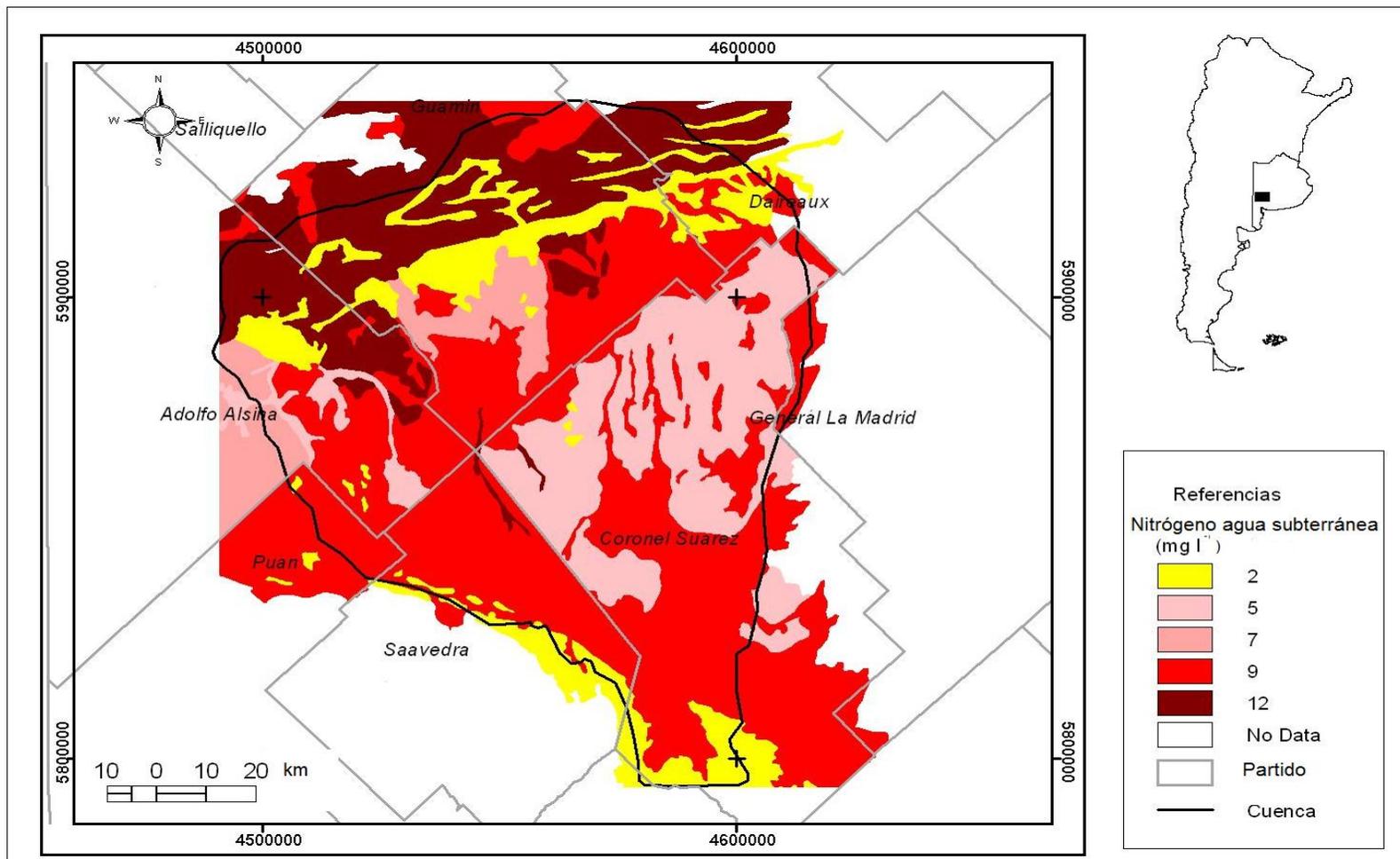


Fig.164. Concentración inicial de nitrógeno sobre la base a condiciones naturales. Fuente: Elaboración propia.

A continuación se presentan los resultados de las cargas de nitrógeno para cada subcuena.

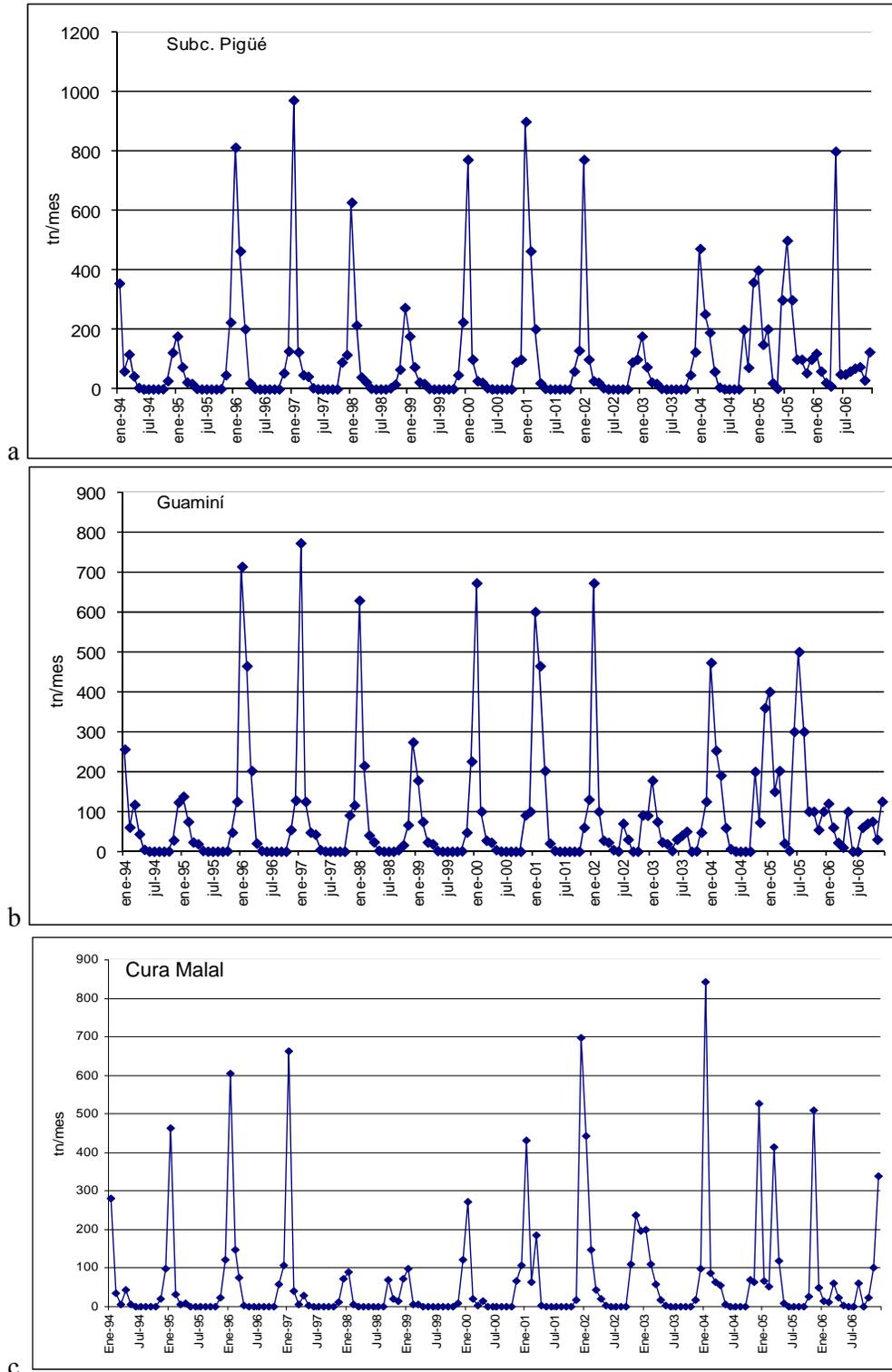
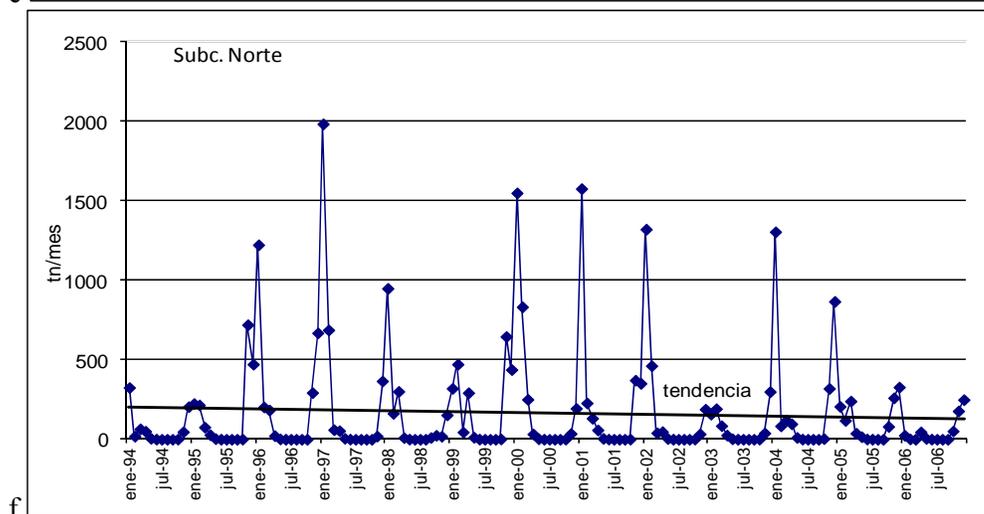
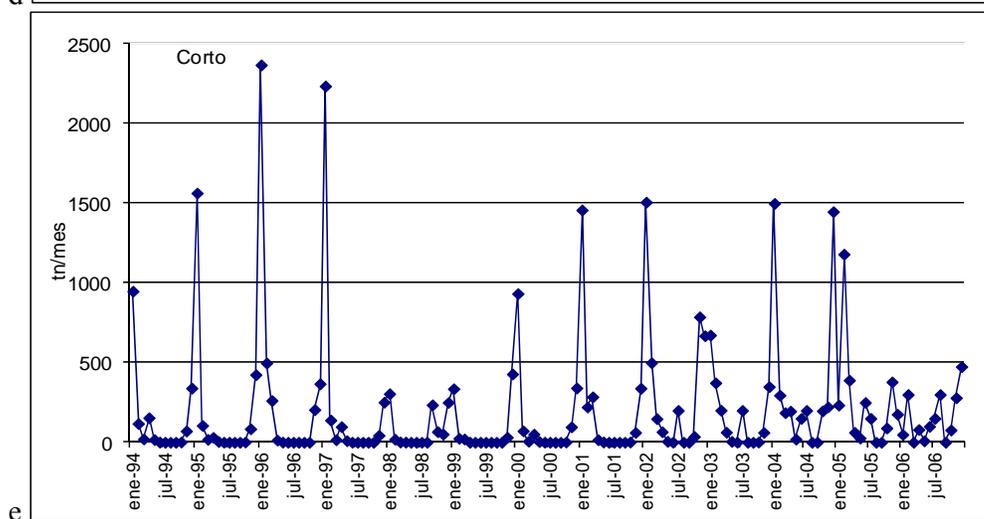
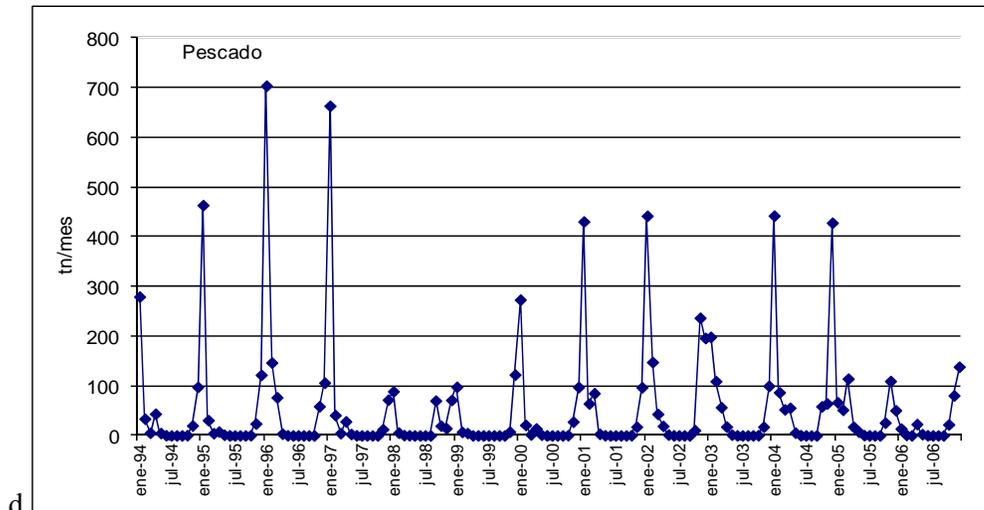
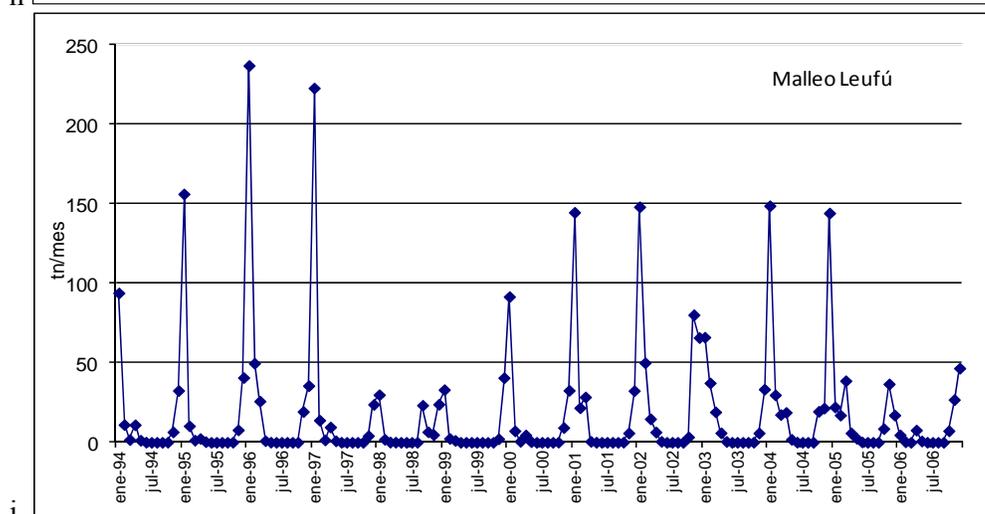
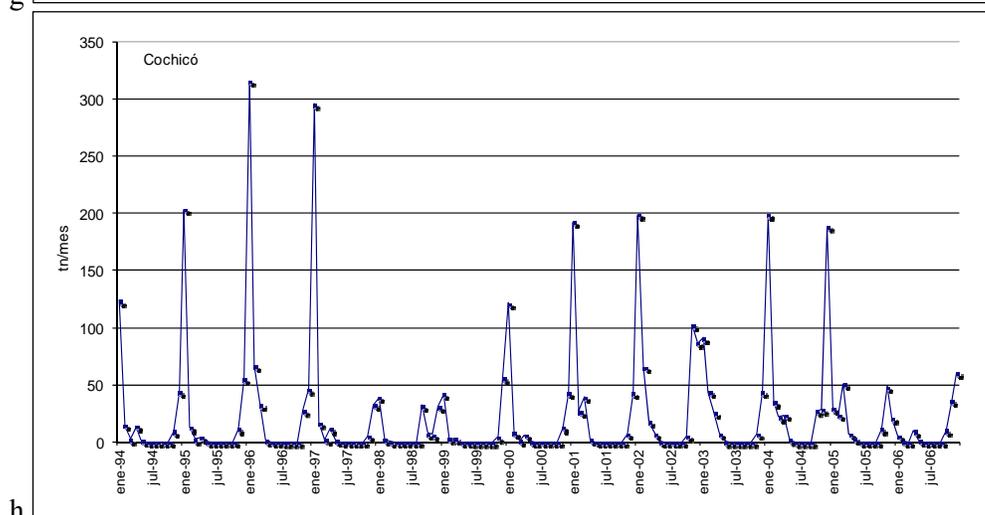
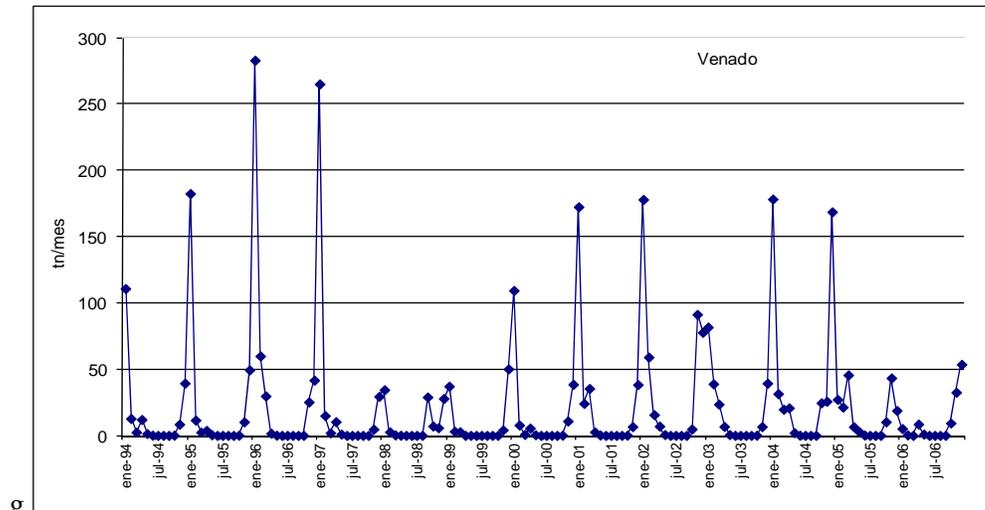


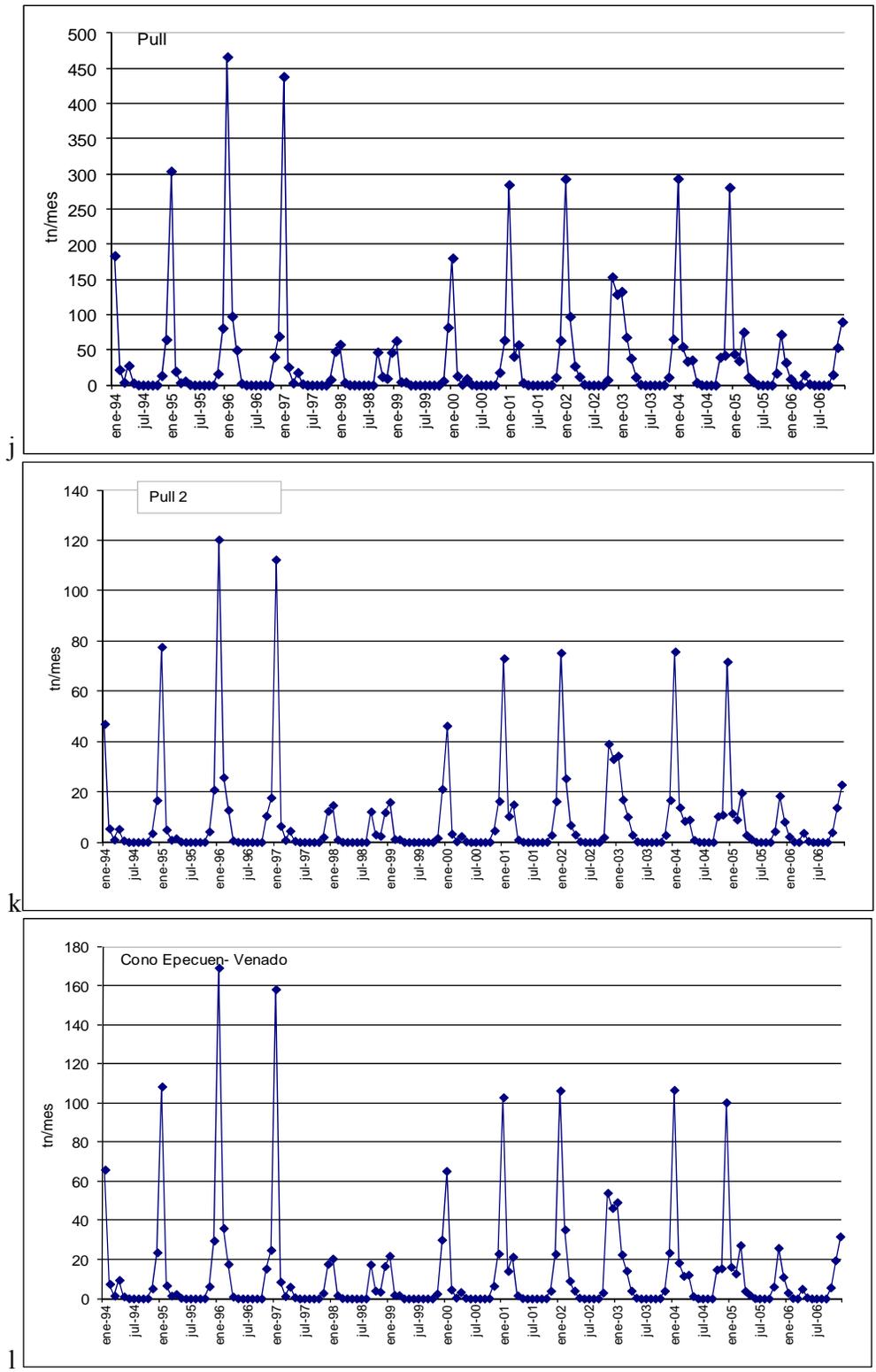
Fig.165. Resultados de las cargas de nitrógeno de acuerdo al modelo AVGWLF a-Subcuena Pigüé - b-Guaminí; c- Cura Malal; d-Pescado; e- Corto; f- Norte; g- Venado; h - Cochicó; i- Malleo Leufú; j- Pull; k- Pull 2; l- cono Epecuén - Venado; m- cono Venado - Del Monte n- cono Del Monte Cochicó; o- cono Cochicó - Alsina y p- Cono Corto-Pescado. (Resultados del modelo AVGWLF)



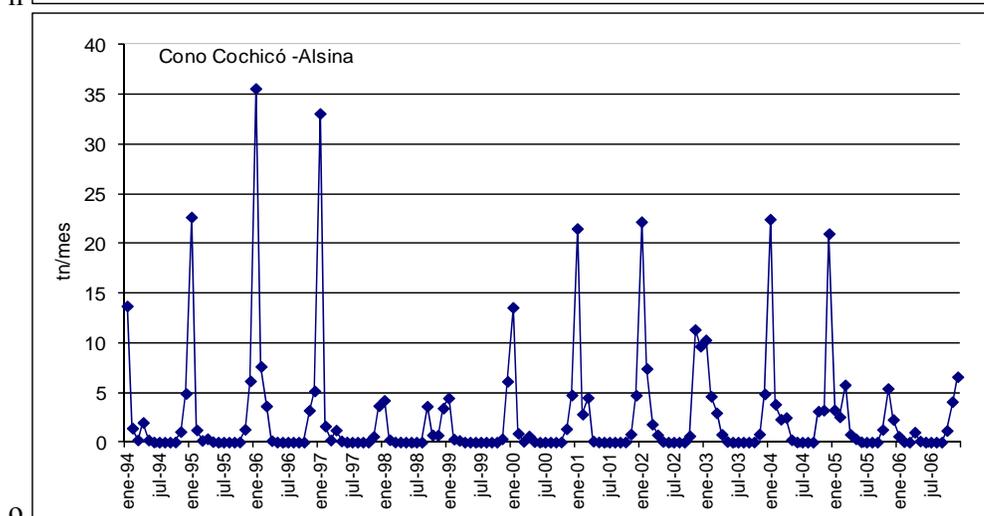
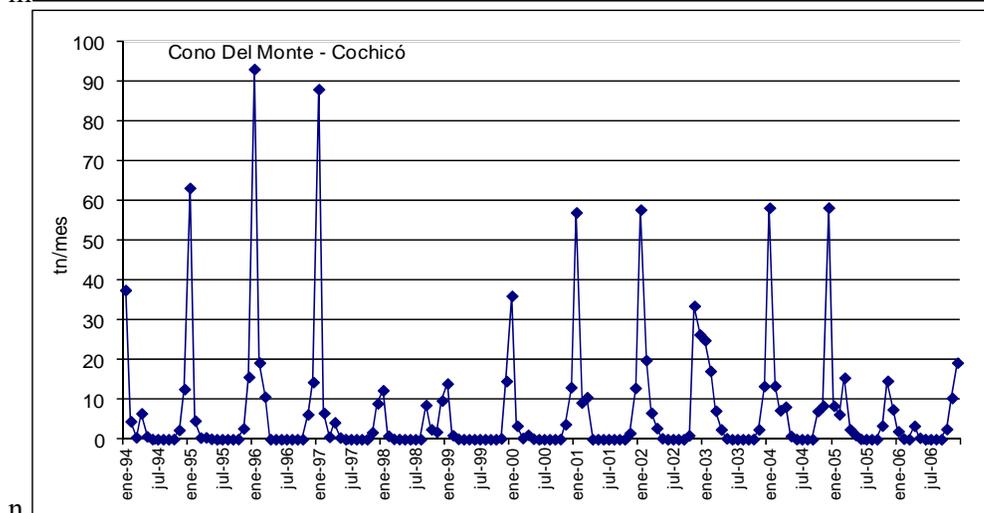
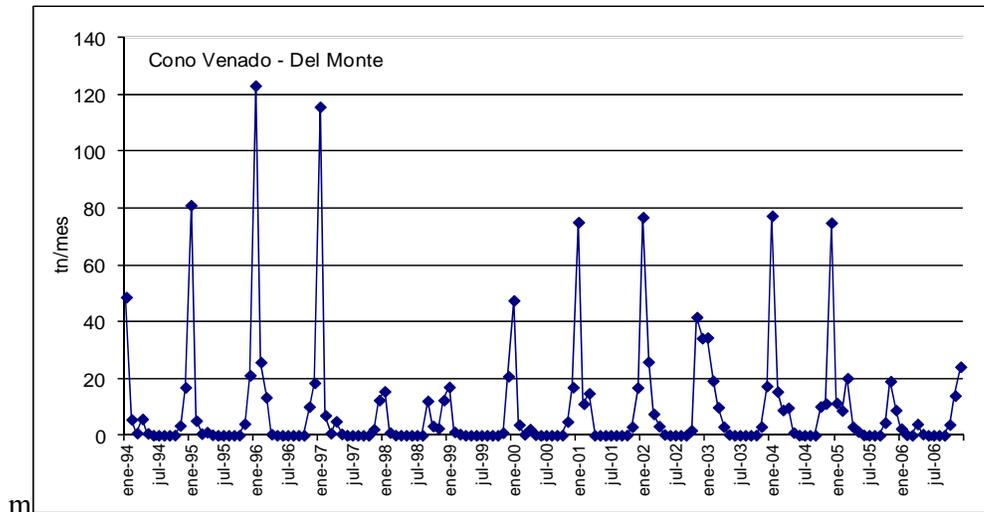
Continuación Fig. 165.



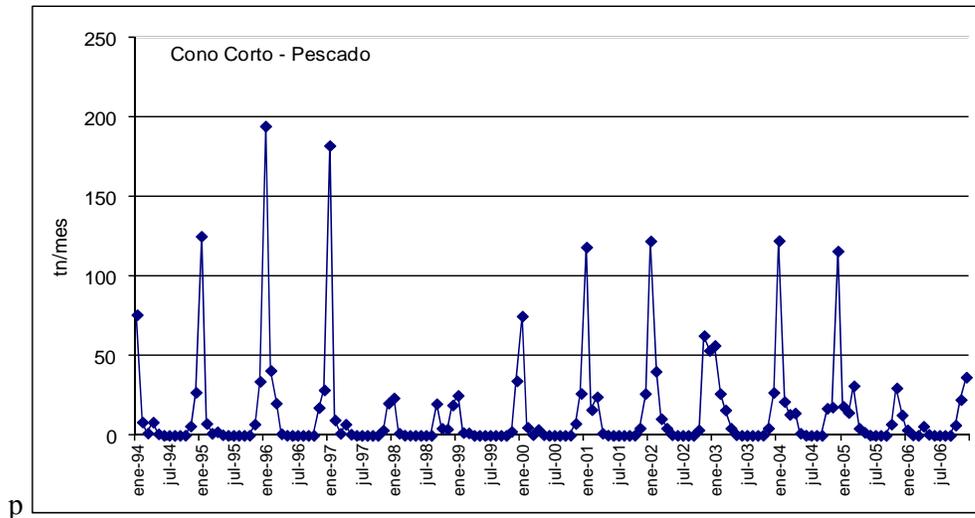
Continuación Fig. 165.



Continuación Fig. 165.



Continuación Fig. 165.



Continuación Fig. 165.

De acuerdo con los resultados (Fig. 165) se observa una primera división, en cuanto a la cantidad de aportes de nitrógeno (N), entre las subcuencas mayores, medias y los conos aluviales (Capítulo II). Las primeras son las que registraron los mayores aportes, con valores superiores a las 500 tn por mes, alcanzando valores extremos de 2500 tn. Las cuencas medias tuvieron valores de 300 a 500 tn de N por mes, por último los conos que en ningún caso superaron las 200 tn por mes. Estas diferencias, entre los tres tipos de subcuencas, están relacionadas directamente con la superficie de captación de cada una.

En el suelo los procesos que existen son la adsorción, la difusión, la lixiviación y la penetración (Navarro *et al.*, 1992). Ortega y Rodriguez, (1994) señalan que la transferencia de las sustancias contaminantes del suelo se efectúa a la atmósfera, mediante fenómenos de evapotranspiración, al agua subterránea por infiltración de lixiviados, al agua superficial por escorrentía y a las plantas por incorporación a través de las raíces o por adsorción.

El ión amonio (NH_4^+) proveniente de la materia orgánica o de fertilizantes, se puede oxidar en la capa superior del suelo y formar ión nitrato (NO_3^-) que puede ser aprovechado por las plantas o lavado en profundidad hacia zonas reducidas de suelo. Tanto el NH_4^+ y el NO_3^- son solubles y se movilizan a través del perfil del suelo hasta las aguas subterráneas durante los períodos de lluvia mediante el proceso de lixiviación. El NO_3^- se encuentra también en la escorrentía superficial durante los

períodos de lluvias (Rodríguez *et al.*, 2005). La prevención de la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas por el nitrógeno depende en gran medida de la capacidad de mantener el NO_3^- del suelo por debajo de un nivel tal que pueda ser absorbido por los cultivos y así reducir la cantidad del mismo que queda retenida en el suelo después de la cosecha (CREA, 1998).

En todas las subcuencas se puede observar que las pérdidas de N son mayores en la primavera. Esta época no sólo coincide con la de fertilización de los cultivos, sino además con la época de mayores precipitaciones en esta región. Durante este período los cultivos tienen pocas hojas y poca agua se va a perder por evaporación a la atmósfera. Esto lleva a que ingrese en el suelo más agua de la que se puede retener, razón por la cual el drenaje aumenta, aumentando con ello las pérdidas por escorrentía y lixiviación. En los gráficos de todas las subcuencas se advierte además, que este aumento continúa hasta comienzos del verano. Ello se explica dado que a medida que avanza la primavera las condiciones climáticas favorecen la mineralización de la materia orgánica y en la mayoría de los casos se realiza una segunda fertilización nitrogenada en la fase vegetativa del cultivo.

El comportamiento de las pérdidas de N a lo largo del tiempo también fluctuó. Los años que registraron las mayores pérdidas coinciden en todos los casos con los años en que la precipitación fue mayor (Cap III). En todos los casos los años 2001 y 2002 fueron los que presentaron pérdidas muy importantes de N debido a que la precipitación alcanzó en algunos lugares de la cuenca a 1200 mm, lo cual produjo un excedente hídrico que lavó los nutrientes del suelo. Las pérdidas ocurridas durante los años 1996 y 1997 además de ser atribuidas a las altas precipitaciones, coinciden con la época en que se comenzó a utilizar fertilizantes en forma masiva en la cuenca; razón por la cual muchos productores lo utilizaban sin tener en cuenta la disponibilidad del nutriente en el suelo. Los últimos años se caracterizaron por una disminución importante en la pérdida de N, que coincide con años en que la precipitación estuvo por debajo de la media de la región.

Si se analiza las diferencias entre las subcuencas del mismo tamaño surgen aspectos importantes. Las subcuencas Pigüé, Guaminí, Norte y Corto presentaron los mayores valores. Los altos valores de la subcuenca Norte pueden ser atribuidos a la textura gruesa que presentan los suelos (Cap. II). Estos suelos son arenosos y el N adquiere una gran movilidad horizontal o vertical, por lo que las pérdidas son

principalmente por lixiviación. Incide además en esta área las mayores temperaturas (Fig. Cap. III) que aceleran los procesos de nitrificación y dejan disponibles mayor cantidad de nitratos susceptibles de perderse por lixiviación.

Las subcuencas Pigüé, Guaminí y Corto (Figs. 165 a, b, e) presentaron curvas más irregulares, la cual se acentuó en los últimos años. Esto puede ser porque los aportes de nitratos no son sólo provenientes de fuentes difusas sino que además reciben el aporte de fuentes puntuales.

Las subcuencas Pescado y Cura Malal presentan curvas más regulares debido a que no presentan localidades en su cuenca que descarguen sus desechos en los arroyos. Sin embargo, no se puede dejar de mencionar la presencia de estancias que vierten sus residuos en pozos y estos por lixiviación llegan hasta las aguas subterráneas. Los altos valores en estas cuencas se explican porque en este sector, más húmedo (Cap. III), el cultivo predominante es el maíz. Este cultivo necesita dosis altas de fertilizantes (FAO, 1991) por lo que suelen tener grandes pérdidas en comparación con otros usos.

Se observa también que en las subcuencas del Este (Pescado, Cura Malal y Corto) las pérdidas de N continúan altas hasta los meses de marzo y abril, lo cual se debe al avance del cultivo de soja en este sector. Este cultivo puede tener pérdidas superiores a la del maíz; ya que a la mineralización de la materia orgánica se agrega la del follaje de la soja que cae antes de su cosecha es decir durante los meses de marzo y abril.

El modelo AVGWLF permitió también establecer una discriminación de las pérdidas de N por usos del suelo. Los resultados presentados responden en todos los casos a un promedio del período 1994- 2006. En la figura 166 se observa que en la subcuenca Pigüé el 39 % de las cargas son a través del agua subterránea y el 35 % por aportes de las tierras con cultivos. Se muestra además, una contribución importante de las fuentes puntuales (11 %) que está directamente relacionado a las industrias localizadas en la parte alta de la subcuenca. Los aportes de los sistemas sépticos, 13 %, son provenientes principalmente de las localidades de Carhué y Pigüé que son las más pobladas.

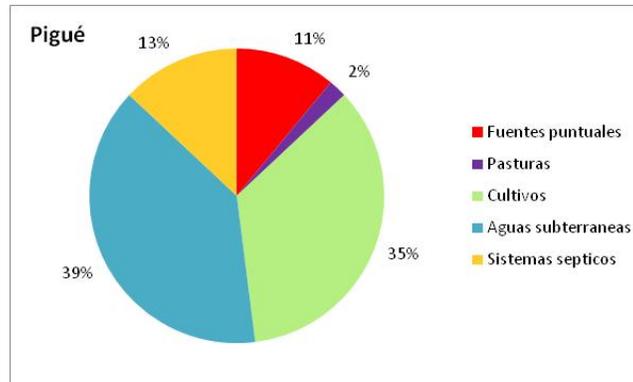


Fig.166. Cargas de Nitrógeno según las diferentes fuentes en el período 1994- 2006. (Resultados del modelo AVGWLF).

En el capítulo V se verificó que las aguas de la laguna Epecuén y el arroyo Pigüé en su desembocadura sufrieron un aumento en la concentración de N en los años 2004, 2005 y 2006. De acuerdo con los resultados obtenidos con el modelo se observa que este aumento estuvo directamente relacionado a los aportes de las aguas servidas provenientes de la localidad de Carhué.

En las figuras 167 a y 167 b se observa como los aportes de N por los sistemas sépticos fueron en aumento, siendo el año 2005 el doble del año anterior (Fig. 167 b). En este año el 44% de los aportes de N provinieron de los sistemas sépticos y el 11 % de las industrias localizadas en la subcuenca. Se ha constatado en estos años que la planta de tratamiento de aguas de Carhué no funcionaba correctamente, lo cual trajo como consecuencia un aumento en los aportes de N al arroyo y luego a la laguna. La falta de tratamiento de las aguas se evidenció no sólo en las muestras de aguas tomadas durante este período, sino además fue comprobado a simple vista por el olor y color de sus aguas. También el análisis de fitoplancton (Cap. V) demostró algunas especies propias de aguas contaminadas. En el año 2006 (Fig. 167 c) se observa un aumento de los aportes por las industrias y una disminución en los aportes por áreas de cultivo. Este último está asociado a la sequía de estos años, que disminuyen los procesos de escorrentía y lixiviación.

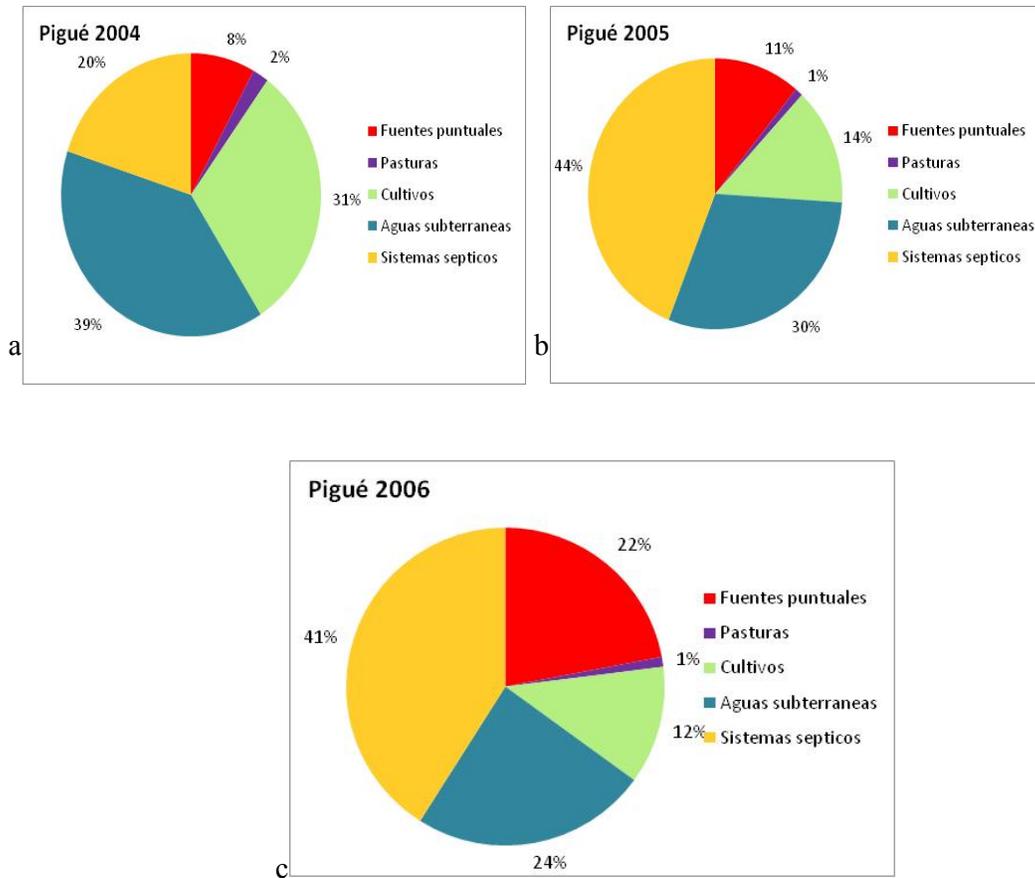


Fig. 167. Cargas de Nitrógeno según las diferentes fuentes para el período 1994-2006 a- 2004, b- 2005 y c- 2006. (Resultados del modelo AVGWLF).

La subcuenca Guaminí (Fig. 168 a) presentó un aporte por los cultivos de 38 %, 44 % de las aguas subterráneas, las pasturas aportaron un 2 % y un 16 % de los sistemas sépticos. Este último es un aporte muy importante dado que la localidad de Guaminí, que vierte sus desechos en la laguna Del Monte, no tiene una población de gran tamaño. Las muestras de aguas analizadas (Cap. V), el olor, color y la mortandad de peces encontrada en los desagües hacia las lagunas evidencian falta de tratamiento de las aguas, lo cual significa un aporte muy grande desde estas fuentes.

La subcuenca del arroyo Corto (Fig. 168 b) es la que también presenta aportes de fuentes puntuales. En este caso el aporte de las industrias localizadas en la parte alta de la subcuenca aportan un 56 % del total de N, sin embargo se observaron valores muy altos desde el año 2004 a 2006 siendo los aportes totales de 8604 tn con valores de hasta 1180 tn por mes. Es decir, las industrias aportaron en estos últimos años 1660 kg año⁻¹ de N. El 4 % de las cargas de N proviene de los desagües de la zona urbana de

Coronel Suárez. La zona agrícola tiene un 12 % lo cual representa cargas de N de 8,2 kg (km² año)⁻¹ y 48 %, es decir 16 kg (km² año)⁻¹ de las aguas subterráneas. Las cargas de N de esta subcuenca hacia laguna Alsina son altas.

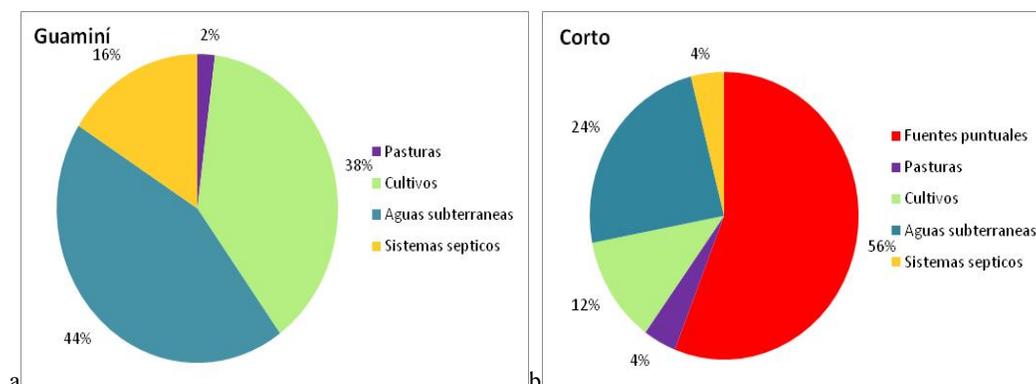


Fig. 168. Cargas de Nitrógeno según las diferentes fuentes a- Guaminí b- Subcuenca Corto. (Resultados del modelo AVGWLF).

La laguna Alsina es una reserva natural (Intertournet, 2007) declarada por la diversidad de especies. La abundancia de hidrófilas favorecía la presencia de una abundante avifauna acuática representada por 18 especies de presencia permanente (Intertournet, 2007). Se localizaban en la laguna instalaciones adecuadas para la pesca de pejerrey. Sin embargo, los últimos años, se presentaron varios problemas relacionados a la calidad de sus aguas, a la pérdida de biodiversidad y a la mortandad de peces en la laguna.

En la campaña realizada en el año 2006 se constataron cambios abruptos en la composición de las especies de peces con la invasión *Cyphocharax voga* 67,3% del total de las especies encontradas seguidas de *Parapimelodus valenciennes* con 16,3, *Oligosarcus jenynsii* (10%), *Rhamdia quelen* con 4% y *Cyprinus carpio* 2%. No fueron encontradas especies de pejerrey que era uno de los recursos de la laguna.

Los pescadores de la zona tienen dos opiniones acerca de la desaparición de especies. Unos sostienen que la desaparición del pejerrey y demás especies fue a consecuencia de la inundación ocurrida en 1984 en la cual ingresó agua proveniente de la cuenca del Salado con especies invasoras. La otra parte sostiene que es producto de la disminución de la calidad de aguas producto del ingreso de contaminantes por industrias localizadas en la cuenca.

En agosto de 2007 se produjo una mortandad de peces muy grande. En la misma se constató la mortandad de especies grandes, pequeñas y medianas (Fig. 169). Acompañaba a esta mortandad de peces floraciones algales que no habían sido observadas antes en esta laguna (Fig. 170)



Fig. 169. Mortandad de peces en la laguna Alsina agosto 2007.



Fig. 170. Floración de algas en laguna Alsina (agosto 2007).

Una posible causa de la mortandad de peces pudo deberse a que estas algas fueran de tipo tóxicas. Otra causa pudo deberse a los altos niveles de N aportados a esta laguna. Como se estudió en el Capítulo V las aguas son alcalinas, las concentraciones de amonio y amoníaco depende básicamente del pH (Russo, 1985), a medida que el pH aumenta la concentración de amoníaco también lo hace. Este compuesto es muy tóxico para los animales acuáticos, en especial para los peces (Camargo y Alonso, 2006)

Las consecuencias de las actividades agrícolas respecto de la contaminación con N varía en relación al clima, tipo de suelo, tipo de cultivo, prácticas de cultivo, cantidad de fertilizante y período de aplicación (Jolánkai *et al.*, 1985). En todas las figuras se observan procesos importantes de cargas desde las aguas subterráneas, que están relacionados con la textura de los suelos. Casi toda la cuenca tiene texturas franco a arenoso (Cap. II). Estas son de tipo mediana a gruesa, lo cual significa mayores pérdidas de N por lixiviación, debido a que la velocidad de infiltración es

rápida (6 a 25 cm por hora) a diferencia de suelos arcillosos donde la velocidad de infiltración es menor (1 a 5 cm por hora) (INTA, 1994).

Sumado a la textura de los suelos se agrega que la zona cercana a la desembocadura de los arroyos y la subcuenca Norte las temperaturas son más altas lo que hace que la materia orgánica del suelo se degrade más rápidamente. Esto produce una rápida mineralización del N haciendo que la cantidad de nitratos susceptibles a perderse por lixiviación sea mayor.

Los mayores aportes en las subcuencas Pescado, Cura Malal y Malleo Leufú (Figs. 171a - c) desde las aguas subterráneas tienen una probable explicación en las prácticas de laboreo del suelo. En estas dos subcuencas se observó, durante el período de estudio, que no se practicaba casi la siembra directa y que luego de cada cosecha se realizaba el arado dejando varios días las tierras al descubierto. Todo esto acelera la descomposición de la materia orgánica que se encuentra en el mismo, por lo que habría una correlación entre ello y la filtración del N, es decir, que una práctica que incrementa el suministro de oxígeno en el suelo favorece a la mineralización y la nitrificación (Fernández, 2005). También estos altos niveles de aportes podrían deberse a una adición de fertilizantes al suelo en el período en que el cultivo tiene una baja demanda que favorece a su escape del sistema agrícola.

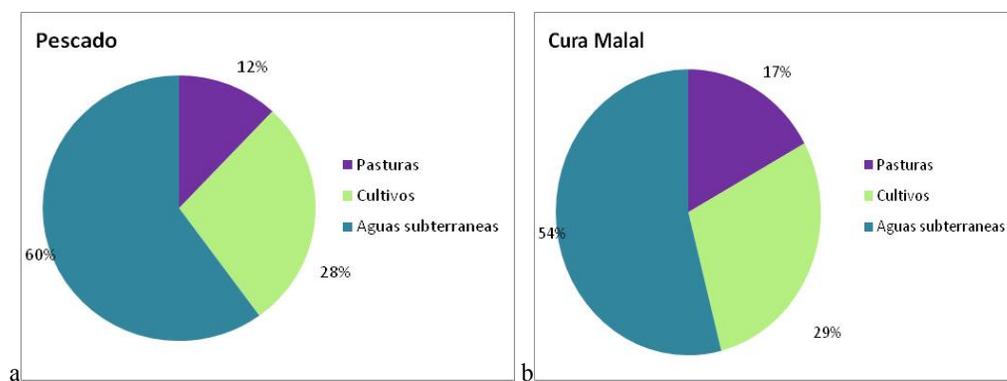
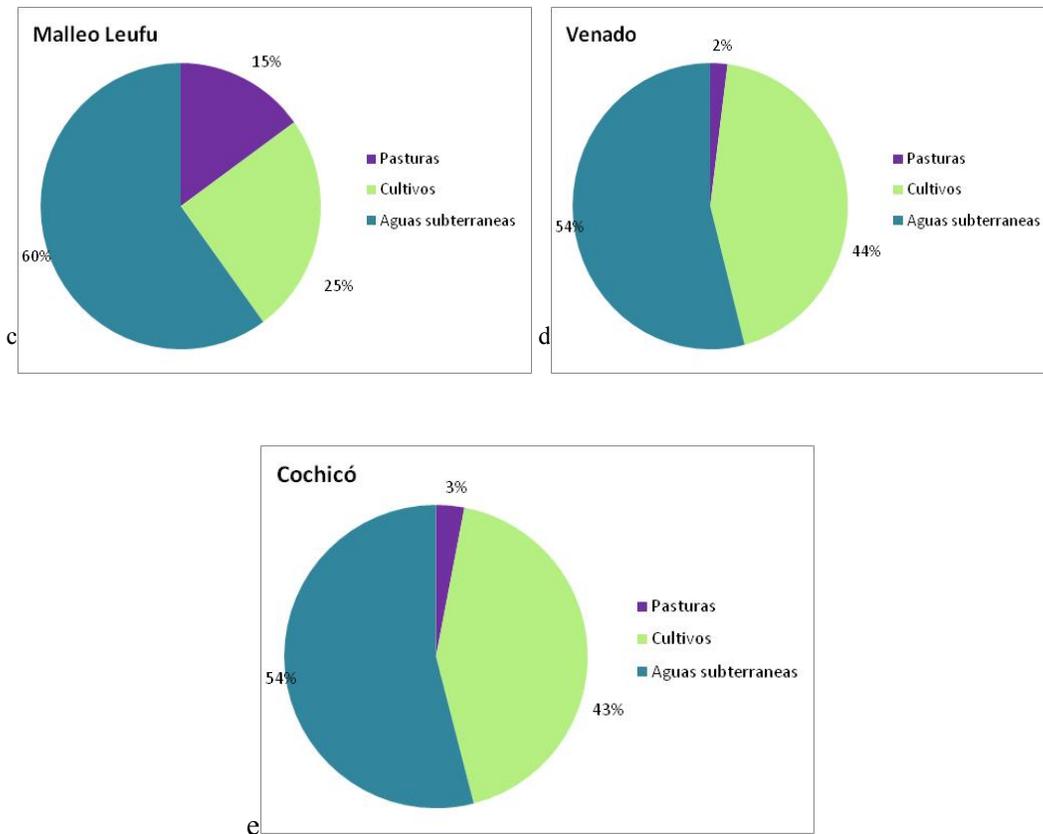


Fig. 171. Cargas de nitrógeno según las diferentes fuentes en el período 1994- 2006 (Modelo AVGWLF).



Continuación Fig. 171.

En la subcuenca Venado y Cochicó (Figs. 171 d y e) los aportes son repartidos entre las aguas subterráneas y por aportes desde las zonas con cultivo. En cuanto a los aporte de los conos (Figs. 172 a-h), los valores se distribuyen entre los cultivos y las aguas subterráneas. En el cono Pescado Corto, Venado y Pull el aporte proviene también de las pasturas representado por un 16, 14 y 5 %, respectivamente. En estas zonas se realiza ganadería lo cual explica los valores desde estas fuentes. La diferencia en cuanto al aporte de aguas subterráneas está directamente relacionada con las condiciones de drenaje de los mismos. El menor aporte de agua subterráneas se debe a que los conos Epecuén - Venado, Venado - del Monte, Pull, Pull 2, Del Monte – Cochicó y Cochicó - Alsina tienen condiciones de bien drenado a excesivamente drenado. En tanto que el cono Corto – Pescado solo está bien drenado (Cap. II). Los altos aportes del cono Cochicó - Del Monte por pasturas es debido también a que en estas áreas se hace pastura para ganado.

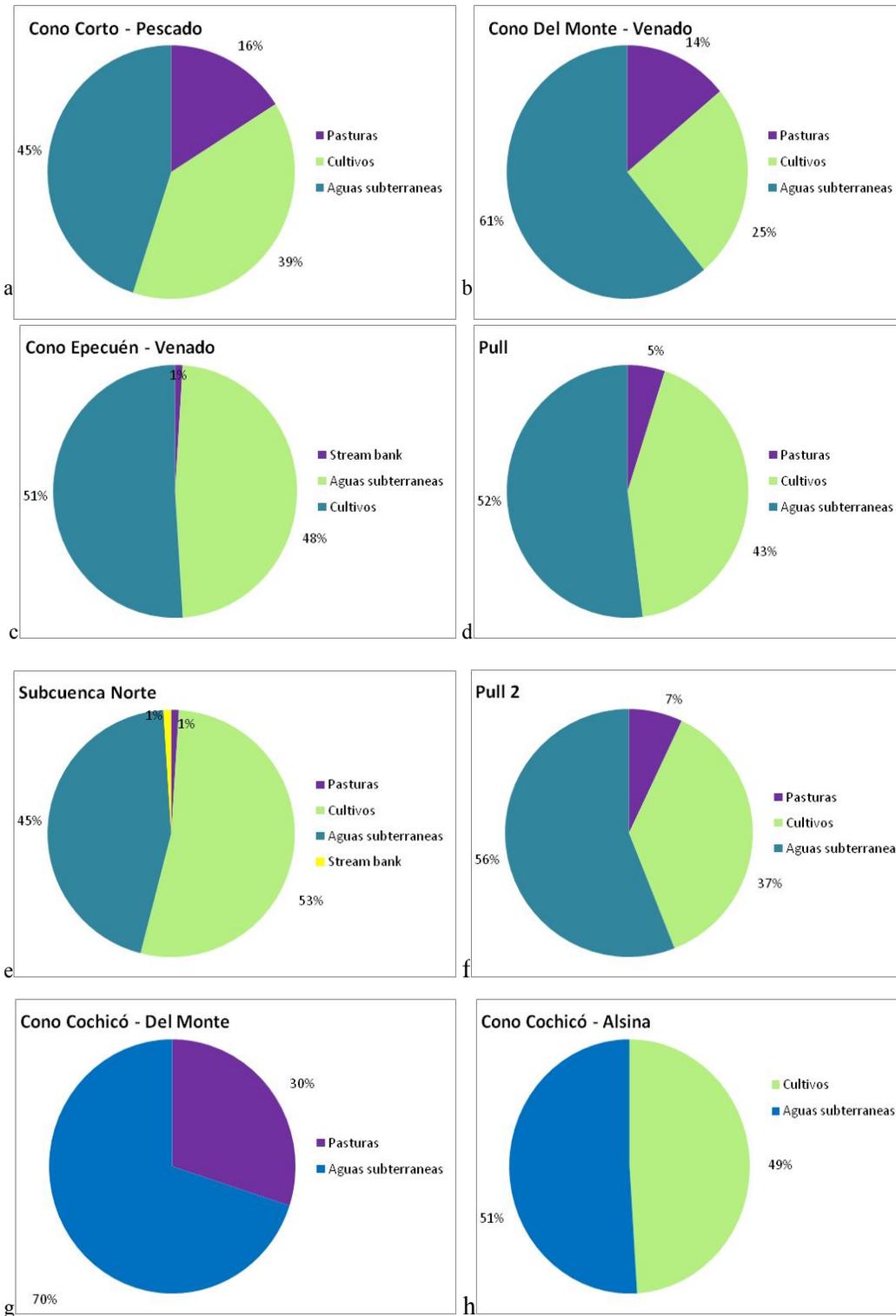


Fig.172. Cargas de Nitrógeno según las diferentes fuentes en el período 1994- 2006 (Modelo AVGWLF).

3.3 Cargas de fósforo (P)

El P es un elemento poco móvil y de baja solubilidad, en la cual la textura influye en forma considerable; sus pérdidas por lixiviación son muy pocas en texturas finas. El mapa de P en el suelo fue creado siguiendo la base de la Guía de Usuarios AVGWLF (Evans *et al.*, 2006) basado y comprobado en diferentes experiencias del laboratorio de ensayo como por ejemplo Bray, Mehlich Olsen (Evans *et al.*, 2006) en el cual se realiza una estimación de P disponible del suelo según la textura y uso o no de agricultura (Anexo F Fig. F 2). Para obtener dichos datos se realizó entonces, la recodificación del grid de textura del suelo y cobertura del mismo. Los resultados de las concentraciones de P inicial se muestran en la figura 173.

Las áreas con concentraciones iniciales de P más altas se localizan en el Sur de la cuenca. Los rangos de valores en esta zona fueron de 691 a 780 mg kg⁻¹. La textura dominante en estas áreas es franco limosa. En las figuras 174a-n se presentan los resultados de las pérdidas de P obtenidas con el modelo AVGWLF.

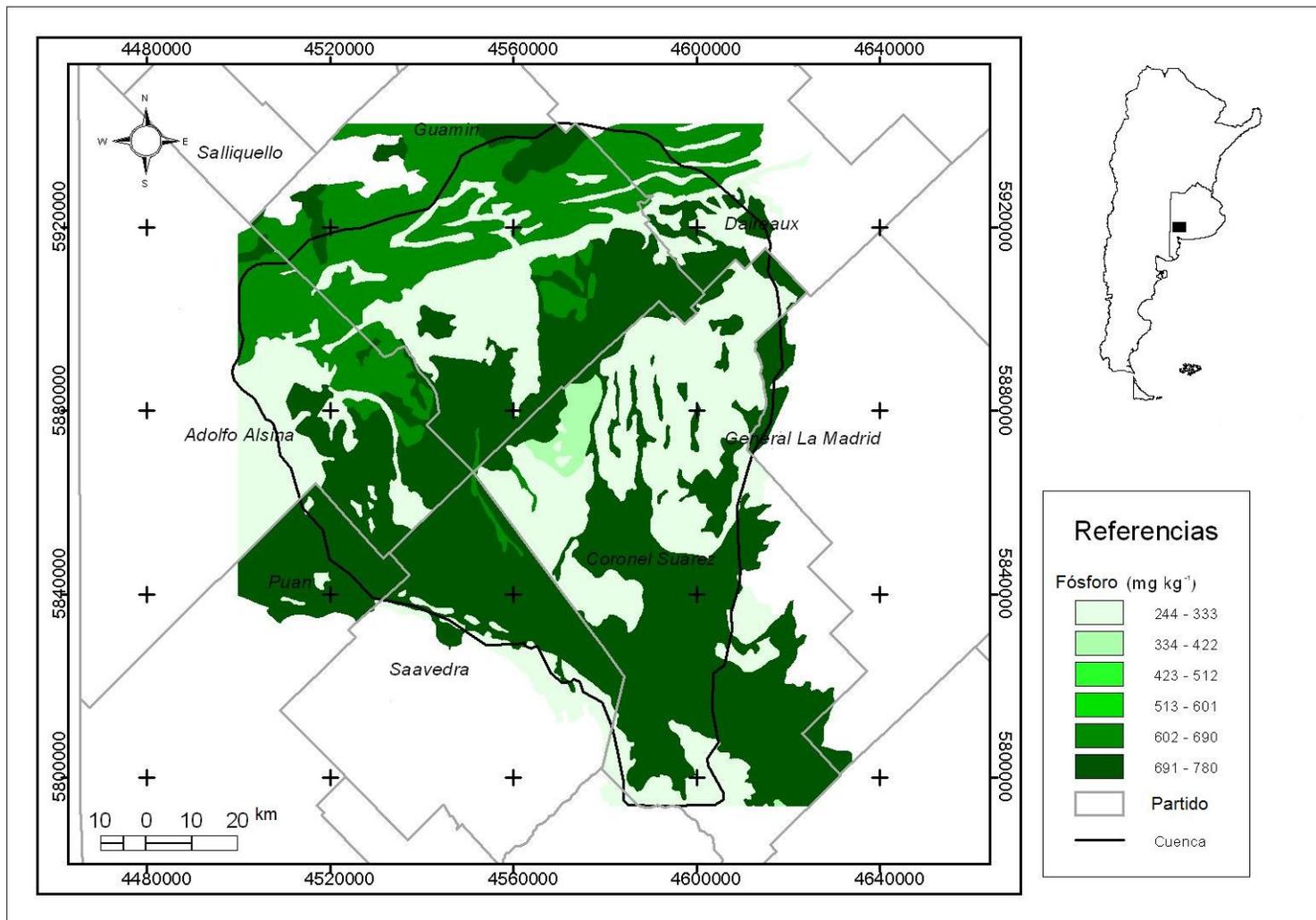


Fig. 173. Distribución de la cantidad de fósforo disponible inicialmente según textura del suelo y uso agrícola de la tierra. Fuente: Elaboración propia

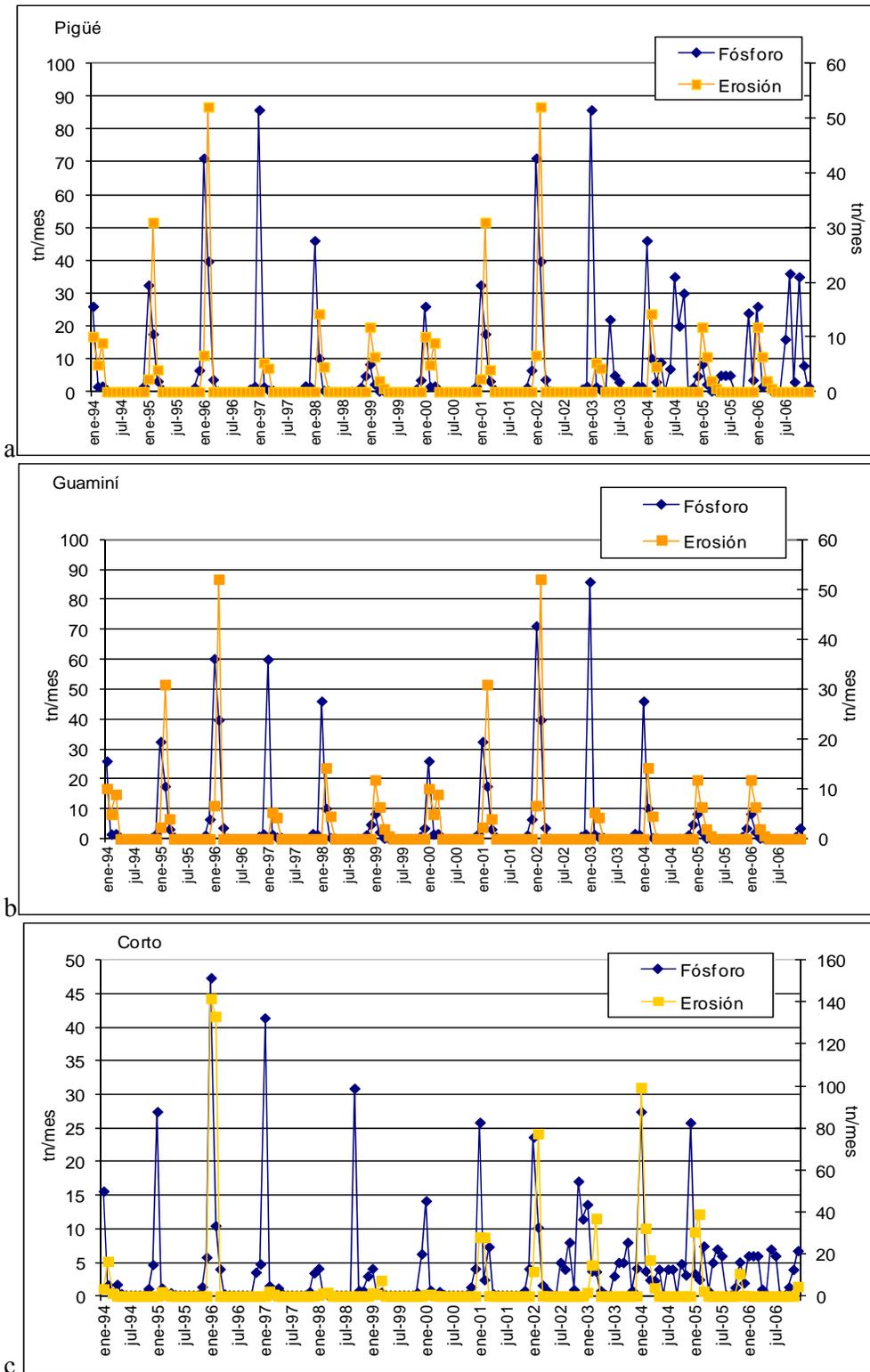
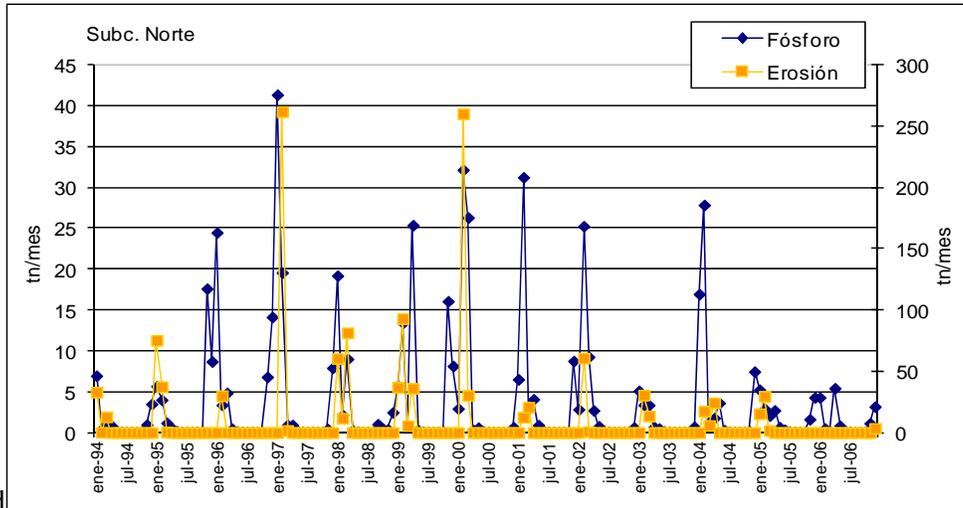
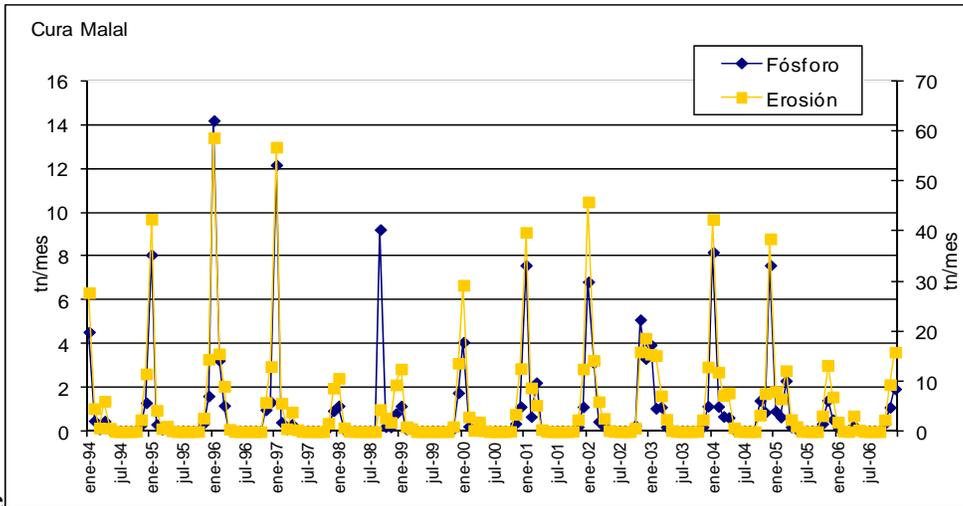


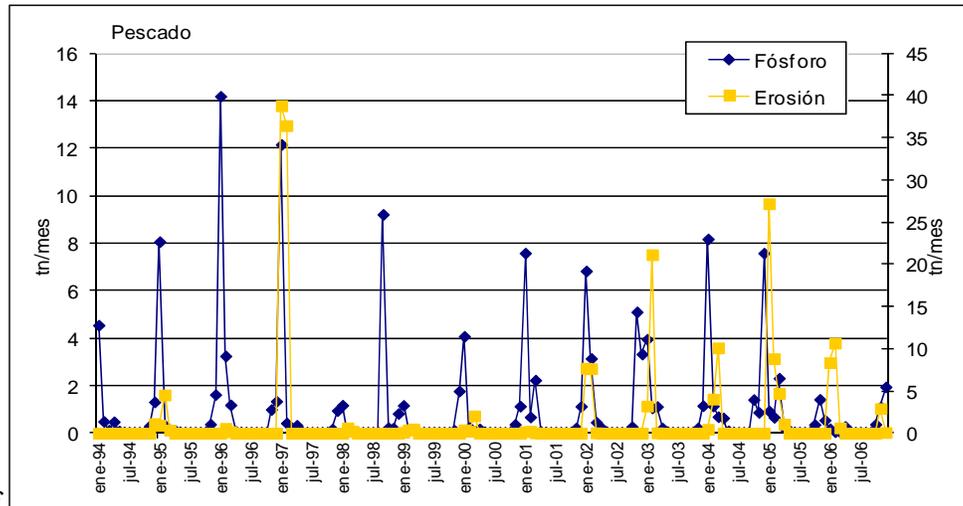
Fig. 174. Resultados de las cargas de fósforos; a- Pigué, b- Guaminí, c- Corto, d- Norte, e- Cura Malal, f- Pescado, g- Pull, h- Venado, i- Malleo Leufú, j-Pull2, k- Cono Epecuén Venado, l- Cono Venado Del Monte, m- Cono Cochicó – Del Monte, n-Cono Cochicó – Alsina o- Cono Corto Pescado. (Resultados del modelo AVGWLF).



d

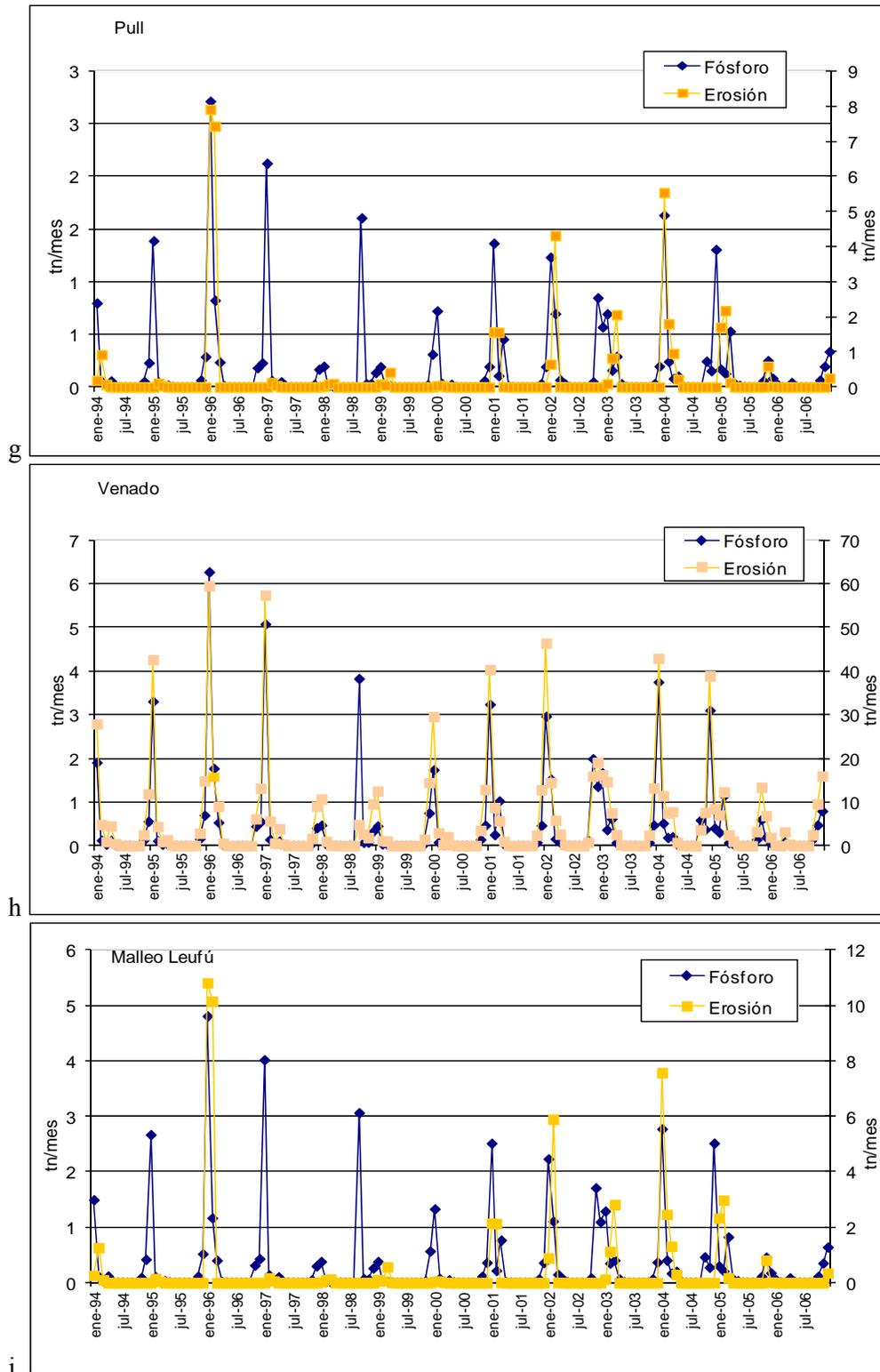


e

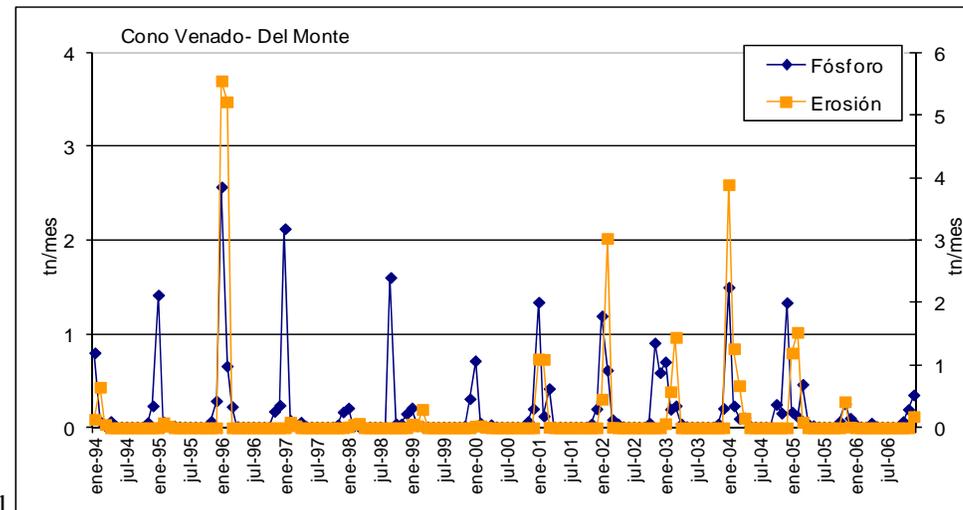
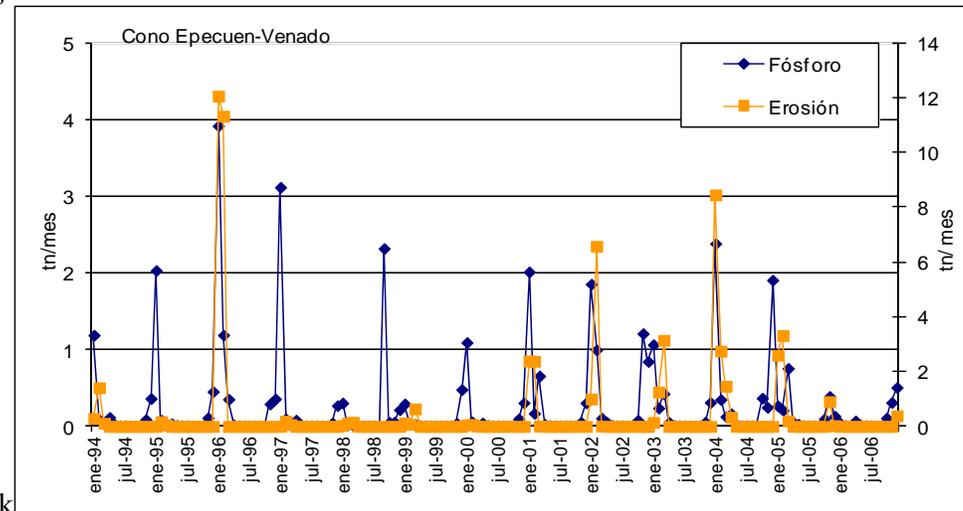
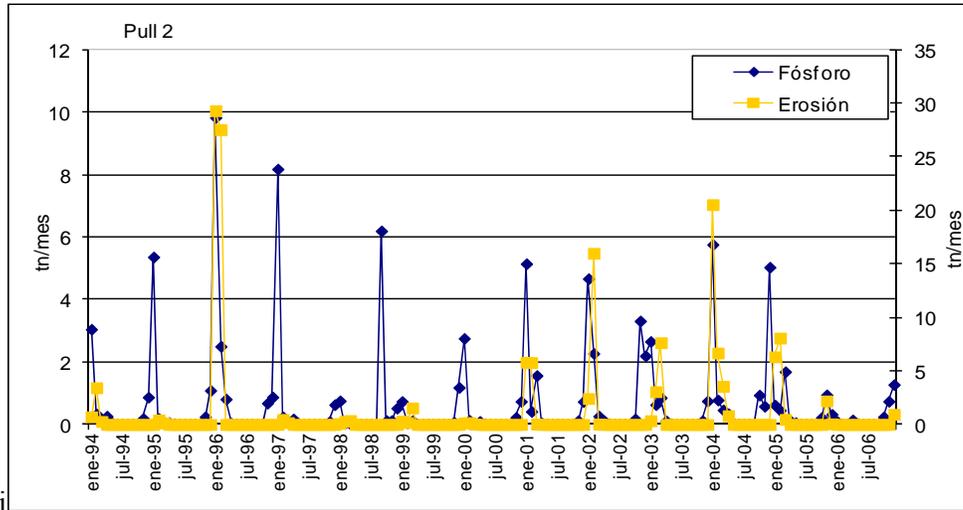


f

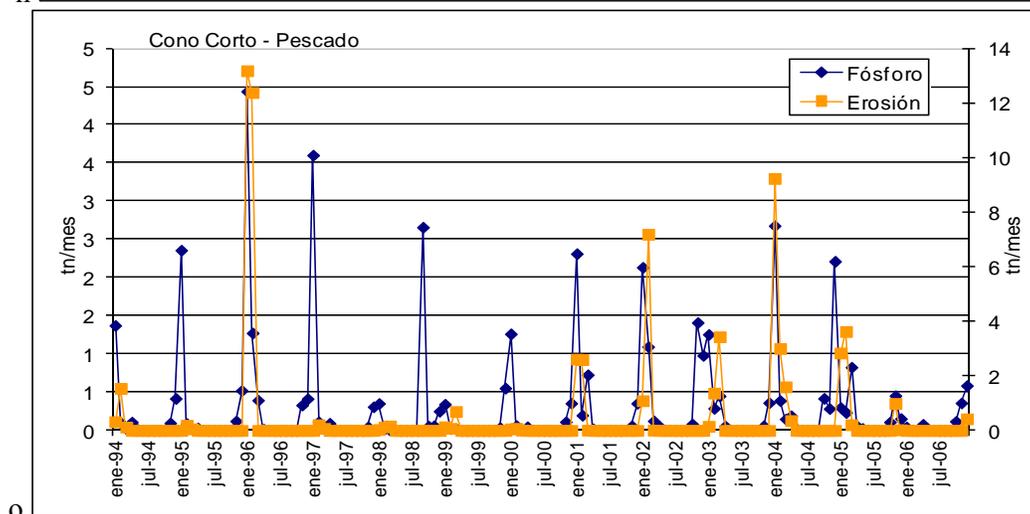
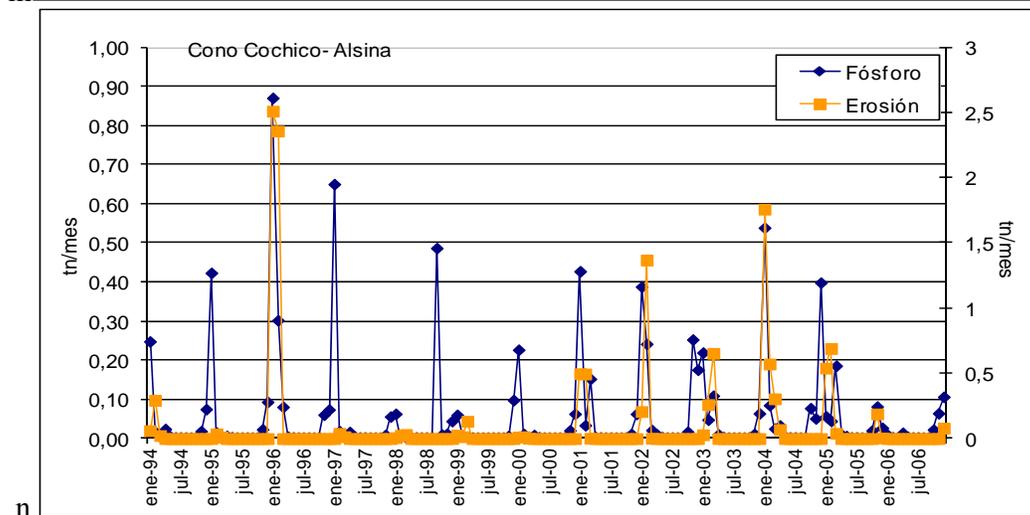
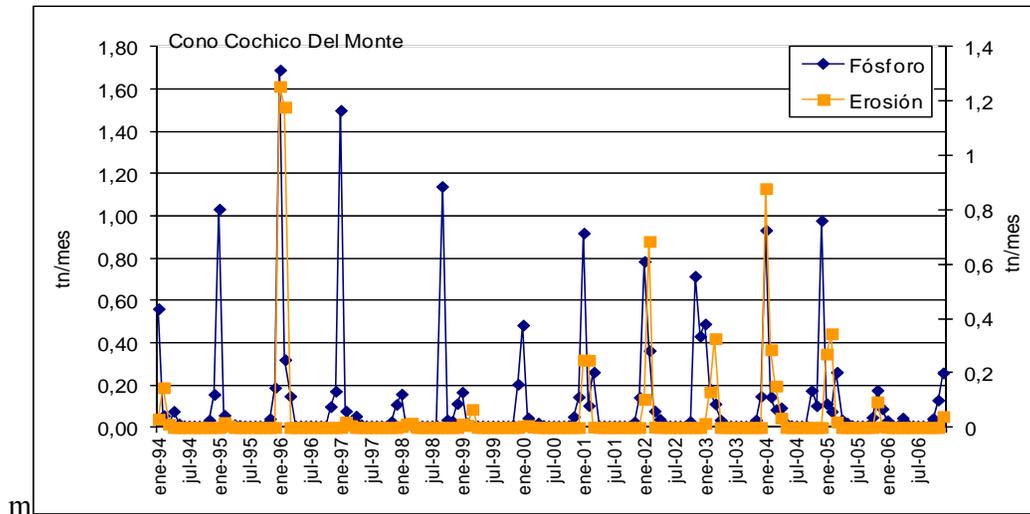
Continuación Fig. 174.



Continuación Fig. 174.



Continuación Fig. 174.



Continuación Fig. 174.

En la región pampeana la intensificación, la expansión de la agricultura y en particular de la soja acentuó el empobrecimiento de este nutriente. La producción de este cultivo es de altos requerimientos de P (Angel, 2002). Los contenidos originales de P de la capa arable alcanzaban valores en suelos no cultivados de 1000 a 1200 kg ha⁻¹. Hoy en día la reserva total de este nutriente se ha reducido a 300 a 400 kg ha⁻¹, razón por la cual aumentó la utilización de fertilizantes fosfatados (Angel, 2002) y con ello las pérdidas de este nutriente hacia las aguas superficiales y subterráneas.

Debido a que el P es de baja solubilidad sus pérdidas están directamente relacionadas a las pérdidas de suelo por erosión, es decir el P se adhiere a las partículas de suelo. Por tal razón en las figuras también se presentan las pérdidas de suelo por erosión. Los resultados obtenidos con el modelo revelan que las subcuencas Pigüé y Guaminí son las que presentaron las mayores pérdidas de P alcanzando valores de hasta noventa toneladas por mes (Figs. 174a y b), seguidas de las subcuencas Corto y Norte con valores máximos de 45 toneladas por mes (Figs.174 c y d).

En las subcuencas Pigüé y Guaminí las pérdidas se explican, en las referidas a agricultura, por el alto contenido de suelos arenosos que presentan. En este tipo de suelos la solubilidad del P es mayor que en los de textura más fina (Potash y Phosphate Institute, 1988). En suelos arenosos los fosfatos tienen poca reacción y consecuentemente aumenta la concentración de P en la solución, razón por la cual, es más probable el lavado de este elemento (Solórzano, 1989). En la subcuenca Norte el suelo es totalmente arenoso, la menor cantidad de pérdida de fósforo, en comparación con las dos subcuencas mencionadas, se debe a la escasa fertilización del área, como también a la menor intensidad de cultivo.

En la subcuenca Corto (Fig. 174 c), la pérdida de P está relacionada a cuestiones diferentes. En primer lugar, en esta subcuenca los cultivos predominantes son el maíz, la soja y el girasol. Estos requieren cantidades importantes de P para lograr altos rendimientos, por lo que la utilización de fertilizantes fosforados es mayor en estas áreas. Además el maíz es uno de los cultivos más afectados por la erosión, lo cual disminuye la posibilidad de asimilación del P (Casas, s/f). Esto coincide con los resultados obtenidos en el Capítulo V en que la concentración de fosfatos en el agua asciende a finales de la primavera y comienzo del verano que es la época de fertilización del maíz.

Las subcuencas Cura Malal, Pescado y Pull (Figs.174 e - g) presentaron pérdidas de P menores, con máximos de 16 tn mes^{-1} . Debido al tamaño de las subcuencas las pérdidas de P son insignificantes solo $0,2 \text{ kg (ha mes)}^{-1}$. En las subcuencas Venado, Malleo Leufú y Pull2 (Figs. 174h - j) se observaron pérdidas entre 6 y 7 tn mes^{-1} . En la cuenca Malleo Leufú se observa que las pérdidas de P no siguen en muchos casos (años 97, 98, 99) los ritmos de las de suelo por erosión, lo cual estaría indicando que no solo las pérdidas son provocadas por la agricultura sino también por otras fuentes de aportes de nutrientes.

Los conos aluviales también registraron pérdidas mínimas, con valores que no superan las 5 tn mes^{-1} , siendo mínima la diferencia entre ellos. Todos los conos tienen como limitante la capacidad de almacenaje de agua por lo que las pérdidas están directamente asociadas a la lixiviación (Figs. 174 k - n).

La intensificación y expansión de la agricultura significó el desmonte de vegetación nativa. Una de las consecuencias negativas de la conversión de tierras naturales a tierras de cultivo es el incremento de los procesos erosivos. Como se explicó anteriormente las pérdidas de P están directamente relacionadas a la pérdida de suelo por erosión. Si se observan las curvas de erosión de todas las subcuencas se puede ver como los picos de erosión coinciden con las mayores pérdidas de fósforo.

Estos resultados son importantes si se tiene en cuenta que la pérdida de 1 % de materia orgánica en la capa arable implica también la mineralización de 100 a 120 kg de fósforo, por lo cual se consideran pérdidas de P entre 200 a 250 kg ha^{-1} o aún más (Angel, 2002). Esto significa el aumento de este nutriente tanto en las aguas superficiales como subterráneas. También tienen consecuencias económicas en cuanto a los rendimientos de los cultivos, dado que por ejemplo un aumento de la erosión de 50 % en estos suelos, significa la reducción del rendimiento del cultivo en maíz de 9622 kg ha^{-1} a 4310 kg ha^{-1} , de 2973 kg ha^{-1} a 1521 en trigo y 3584 a 1720 kg ha^{-1} en soja en la región pampeana, (Casas, s/f).

En cuanto a las variaciones anuales de pérdidas de P se observa que en las subcuencas Pigüé y Corto los picos máximos siguen la curva de los procesos erosivos por lo que estarían relacionadas a la agricultura. Sin embargo, no coinciden en los últimos años y esto se debe a la alta influencia de otros usos del suelo como urbanos e industriales. Esto último se verifica con los resultados obtenidos en el Capítulo V donde se constató que las concentraciones de fosfatos alcanzan valores muy altos en

los desagües cloacales vertidos en arroyo Pigüé y desagües de la localidad de Coronel Suárez. Además se comprobaron altos niveles del nutriente en industrias de la misma localidad que vierten sus aguas en el arroyo Corto.

En el caso de la subcuenca Guaminí (Fig. 174 b) se destacan los años 2003 y 2004 en que las pérdidas de P superaron las de erosión, por lo que no solo estuvieron asociadas a las de suelo, sino a problemas de exceso hídrico provocados por el aumento de las precipitaciones. En esta subcuenca son también importantes los aportes de fosfatos por los desagües poco tratados de la localidad.

Se debe tener en cuenta que entre el N y el P existe un sinergismo debido a que el último es de vital importancia para la planta y el N contribuye a una mejor absorción de éste. Es por esta razón en la zona se suministran los dos nutrientes en forma conjunta (Angel, 2002). En las subcuencas localizadas al Este de la cuenca, es decir, Cura Malal, Pescado y Corto se observa que los picos máximos coinciden exactamente con la época de mayores precipitaciones, pero fundamentalmente con la época de fertilización del maíz. En esta área predominan los fertilizantes ricos en fósforo. Se puede observar además que al pico máximo ocurrido a inicios del verano continúa otro pico más pequeño ocurrido durante la floración del cultivo. En este caso los cultivos tienen pocas hojas, la temperatura es mayor por lo tanto también la mineralización y además las lluvias son mayores, razón por la cual hay disponibles mayores cantidades de P dispuestos a perderse por lixiviación.

En todas las figuras se puede observar que el año 2006 se caracterizó por una disminución considerable de las pérdidas tanto de suelo como de fósforo. Los valores alcanzados en este año no superan las 20 tn mes^{-1} , registrándose valores de 0 en casi todos los casos. Esto se explica debido a que el año 2006 las lluvias no superaron la media de la zona (700 mm), incluso estando muy por debajo de la misma. Es así que las pérdidas de P y de suelo disminuyeron considerablemente.

Como en el caso del N, el modelo AVGWLF también calcula el aporte de P por cada fuente. En el caso de la subcuenca Pigüé también para el P constituye un caso particular. Del total de pérdidas presentadas anteriormente el 31 % se debe a las actividades agrícolas (Fig. 175). En esta subcuenca las actividades agrícolas son muy importantes con cultivos predominantes de trigo, gran parte de su superficie tiene los índices más altos de productividad (Cap. V). Los fertilizantes usados son ricos en N con bajas dosis de fósforo. Sin embargo, en los últimos años se ha incrementado el uso

de los fertilizantes ricos en los dos nutrientes. Las aguas residuales, principalmente las de la localidad de Carhué, contribuyen con el 30 % de las pérdidas de fósforo. Este valor es muy elevado considerando que la población de Carhué no es grande. Este alto porcentaje, cuyas consecuencias fueron explicadas en el Capítulo V, se debe a la falta de tratamiento de las aguas servidas, las cuales son muy ricas en fósforos. Los puntos de cargas se refieren a industrias las cuales se encuentran localizadas en el sector alto de la cuenca en la localidad de Pigüé.

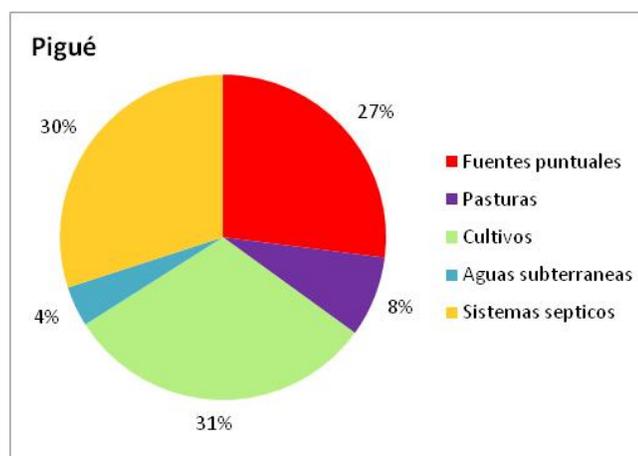


Fig. 175. Aportes de fósforo según las diferentes fuentes en el período 1994- 2006 (Resultados del modelo AVGWLF).

Al igual que en el caso del N, los años 2004, 2005 y 2006 se caracterizaron por el alto contenido de P en esta subcuenca. En las figuras 176 a - c, se observa como el aporte por parte de los sistemas sépticos fue en aumento pasando de 28 % en el 2004 a 71 % en el 2006 de los aportes totales. Estos aportes quedaron también constatados con el análisis bacteriológico en los cuales los niveles de bacterias coliformes totales registraron valores de 15000 NMP 100 ml⁻¹.

En la parte baja de la cuenca además de los cultivos, un gran sector está dedicado a las pasturas, que unido a la presencia de suelos arenosos hacen que las pérdidas desde este sector representen un porcentaje importante. La influencia de las pasturas aumenta en el año 2006 debido a que los aportes de los sistemas sépticos disminuyeron.

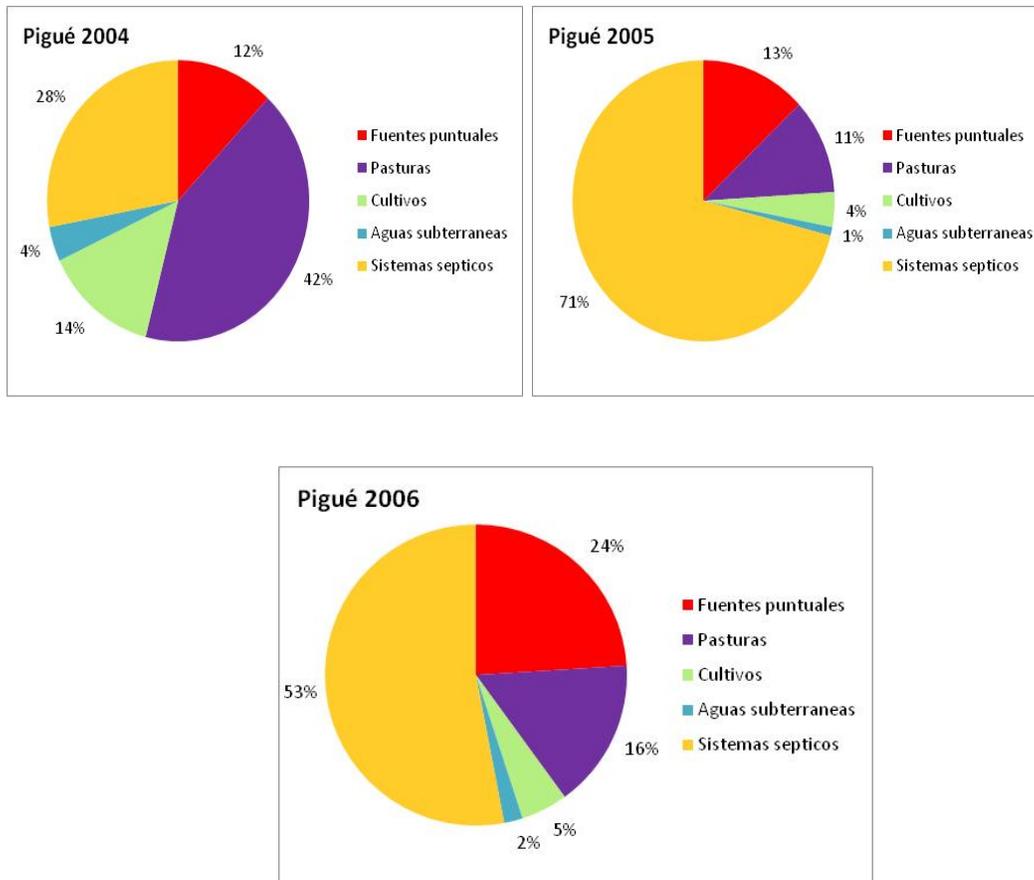


Fig. 176. Aportes de Fósforo según las diferentes fuentes en el período 1994- 2006. (Resultados del modelo AVGWLF).

En los arroyo Pull y Venado (Figs. 177a y b) las mayores pérdidas se dan por la zona agrícola con un porcentaje de 59 y 68 % respectivamente. La utilización del suelo es básicamente para agricultura con pequeños porcentajes de actividad ganadera. El aporte de las aguas subterráneas es importante (26 y 25 %). Los aportes de los sistemas sépticos sólo se refieren a los aportes por las estancias localizadas en las subcuencas.

En la subcuenca Malleo Leufú (Fig.178 a) las mayores pérdidas están dadas por los suelos de uso agrícola, representado por el 38 %. Estos aportes son mínimos ya que según las pérdidas calculadas anteriormente el aporte de la agricultura sería de $5,6 \text{ kg (ha año}^{-1}\text{)}^{-1}$. En cuanto a los aportes debido a la erosión de las barrancas de las corrientes (stream Bank) están relacionadas con los sistemas de pasturas (Fig. 179). En esta subcuenca se han observado animales pastando hasta el borde de los arroyos lo

cual produce este tipo de erosión y con ello las pérdidas de nutrientes hacia las aguas superficiales.

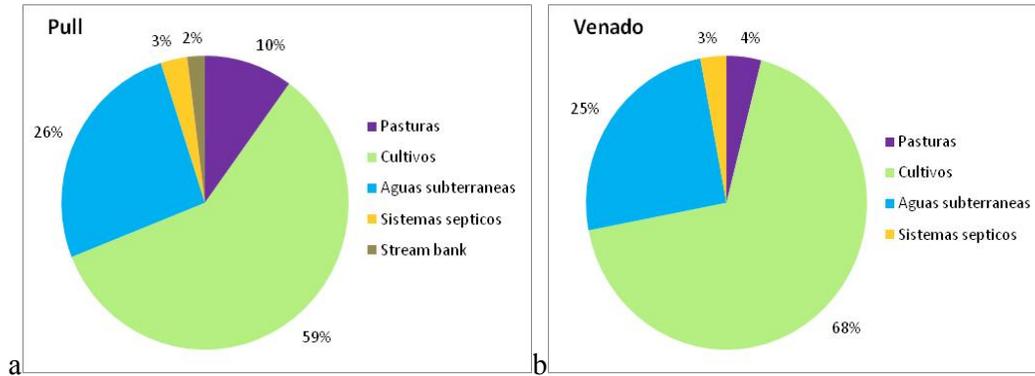


Fig. 177. Aportes de P según las diferentes fuentes en el período 1994- 2006. (Resultados del modelo AVGWLF).

En el caso de la subcuenca Guaminí los aportes por lo cultivos son un poco mayores representado un 61 % del total de las pérdidas (Fig.178 b). Esto significa que las pérdidas debido a la agricultura son de $64 \text{ kg (km}^2 \text{ año)}^{-1}$. Los sistemas sépticos representan una porción muy importante de los aportes de P siendo del 24 %. Esto representa que cada habitante está aportando $4,94 \text{ kg (km}^2 \text{ año)}^{-1}$ de P sólo por las aguas servidas, valor por encima del promedio de los aportes para América Latina (Angel, 2002).

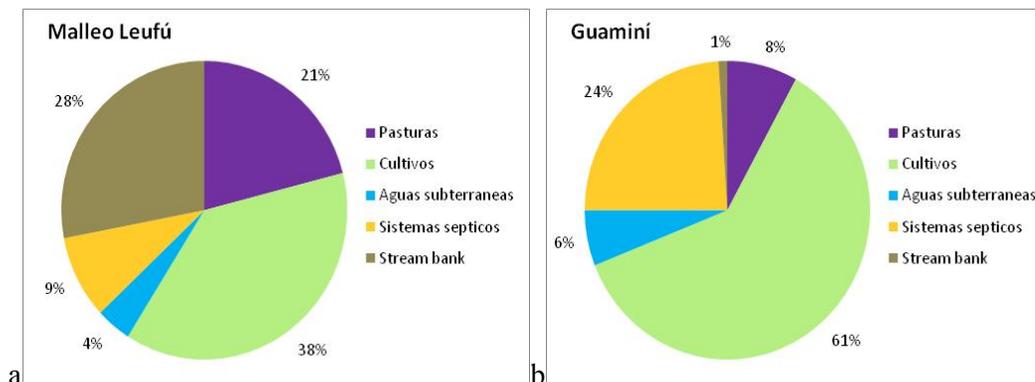


Fig. 178. Cargas de Fósforo según las diferentes fuentes en el período 1994- 2006. (Resultados del modelo AVGWLF).



Fig. 179. Borde del arroyo Malleo Leufú, donde se observa el camino marcado por el ganado para llegar al arroyo.

En el caso de la subcuenca Cochicó (Fig. 180 a) los cultivos representan cargas por el 66 % del total. En esta subcuenca los cultivos predominantes son el maíz, el girasol y en los últimos años la soja, razón por la que se intensifica el uso de fertilizantes ricos en P. Sin embargo, las pérdidas son pocas $0,89 \text{ kg (km}^2 \text{ año)}^{-1}$ ya que las dosis utilizadas son muy bajas ($40 \text{ kg (km}^2 \text{ año)}^{-1}$). Los aportes por parte de los sistemas sépticos, están representados por las estancias localizadas en las subcuencas y por los balnearios localizados en el borde de la laguna Cochicó.

La subcuenca Cura Malal (Fig.180 b) las cargas provenientes de los cultivos representan el 46 % de las pérdidas. Si bien el porcentaje es alto, las pérdidas son bajas y sólo están representadas por $0,52 \text{ kg (km}^2 \text{ año)}^{-1}$. Sin embargo, hay que tener en cuenta que la cantidad de fertilizante utilizada no alcanzan dosis de reposición y se prevén aumentos en la utilización de los mismos en los años próximos. Además los sistemas de pasturas y cultivos se extienden hasta los bordes de los arroyos, con lo cual la transferencia de los nutrientes hacia las aguas superficiales es rápida y a veces directa (Fig. 181).

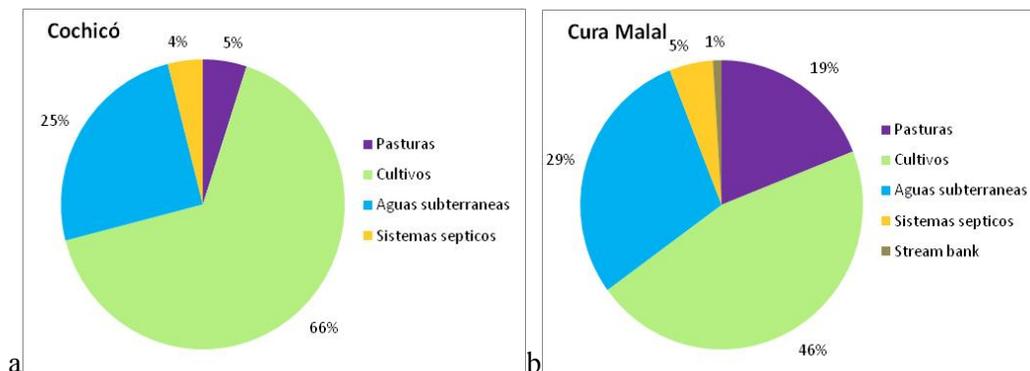


Fig. 180. Cargas de P según las diferentes fuentes en el período 1994- 2006. (Resultados del modelo AVGWLF).



Fig. 181. Bordes del Arroyo Cura Malal donde se observan las pasturas hasta el pelo de agua y el alambrado que atraviesa el arroyo.

La subcuenca Pescado (Fig.182 a) es un caso similar a la de la subcuenca Cura Malal. La agricultura aporta el 52 % del total de las cargas lo cual representa $0,62 \text{ kg } (\text{km}^2 \text{ año})^{-1}$. Se destaca el alto porcentaje de las aguas subterráneas, 26 % del total de las cargas. Este dato es importante a tener en cuenta si en el futuro se utilizan dosis más importantes de fertilizantes o se incrementan la población sin sistemas de cloacas.

La subcuenca del arroyo Corto (Fig. 182 b) presenta diferencias significativas con respecto a las subcuencas vecinas. Las cargas de P para el sector industrial son

muy importantes, 2354 kg año^{-1} . Las cargas por parte de las aguas residuales son del 2 % lo cual representa 77 kg año^{-1} . Los aportes por los cultivos son del 22 % por lo que son mínimos en comparación con las cargas industriales. Es importante recordar que las cargas de estas subcuencas terminan en laguna Alsina la cual sufre periódicamente mortandades de peces importantes.

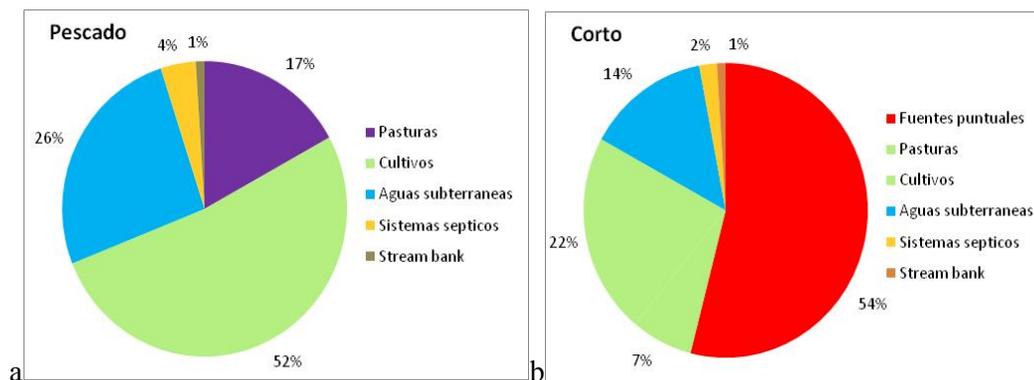


Fig.182. Cargas de Fósforo según las diferentes fuentes en el período 1994- 2006. (Resultados del modelo AVGWLF).

En la subcuenca Norte (Fig. 183) el 49 % de las cargas de P provienen de las aguas subterráneas y el 43 % de los cultivos. Las aguas subterráneas tienen entonces, cargas de $4,27 \text{ kg (km}^2 \text{ año)}^{-1}$ y los cultivos de $3,78 \text{ kg (km}^2 \text{ año)}^{-1}$. Como se mencionó anteriormente, casi la totalidad de los suelos que componen la subcuenca se compone de arena. Este tipo de textura favorece la lixiviación del nutriente y también la pérdida de suelo por erosión eólica.

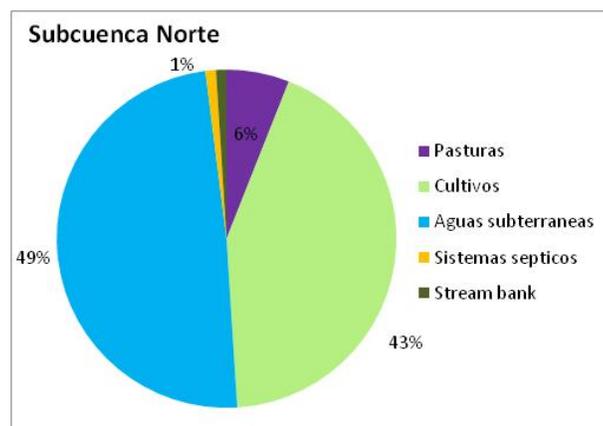


Fig. 183. Cargas de Fósforo según las diferentes fuentes en el período 1994- 2006. (Resultados del modelo AVGWLF).

En los conos aluviales (184 a - e) las cargas son muy bajas debido a la superficie de los mismos. De las cargas totales los cultivos son los que llevan la mayor proporción representando en promedio $0,5 \text{ kg (km}^2 \text{ año)}^{-1}$. Las aguas subterráneas son segunda fuente de aportes de P representando $0,21 \text{ kg (km}^2 \text{ año)}^{-1}$. Este aporte de las aguas subterráneas se debe a la presencia de suelos muy permeables en los conos (Ver Cap. II).

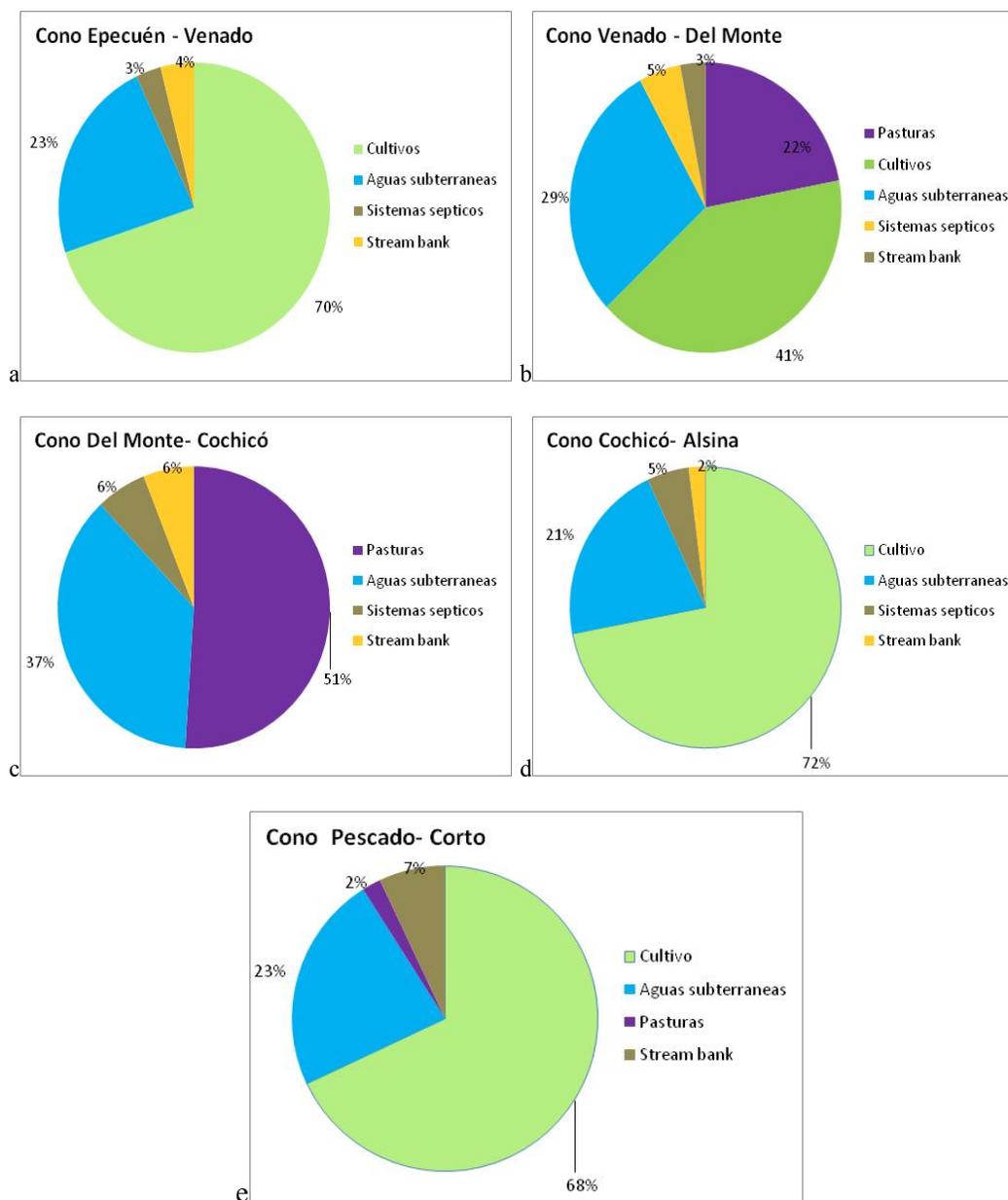


Fig. 184. Cargas de Fósforo según las diferentes fuentes en el período 1994- 2006. (Resultados del modelo AVGWLF).

Para realizar una lectura más clara de los resultados obtenidos en el modelo se volcaron los datos al Sistema de Información Geográfica. Se obtuvieron los mapas de cargas de N y P de toda la cuenca (Figs. 185 y 186). Como se observa en la figura las cargas de N y P son mayores para las subcuencas que tienen industrias y población urbana.

Mediante técnicas de análisis espacial se logró el mapa de las zonas de mayores entradas de aportes de nutrientes. En el caso del nitrógeno (Fig. 187) las áreas de mayores aportes se localizan en la parte alta de la cuenca. Los lugares localizados al Norte de las lagunas tienen mayores aportes y se relacionan con los suelos arenosos.

En cuanto al P (Fig. 188) los lugares coinciden con los aportes de nitrógeno. En las subcuencas Pigüé y Guaminí el área es mayor con respecto al nitrógeno, debido a los altos aportes desde las áreas urbanas y el tipo de suelo en zona.

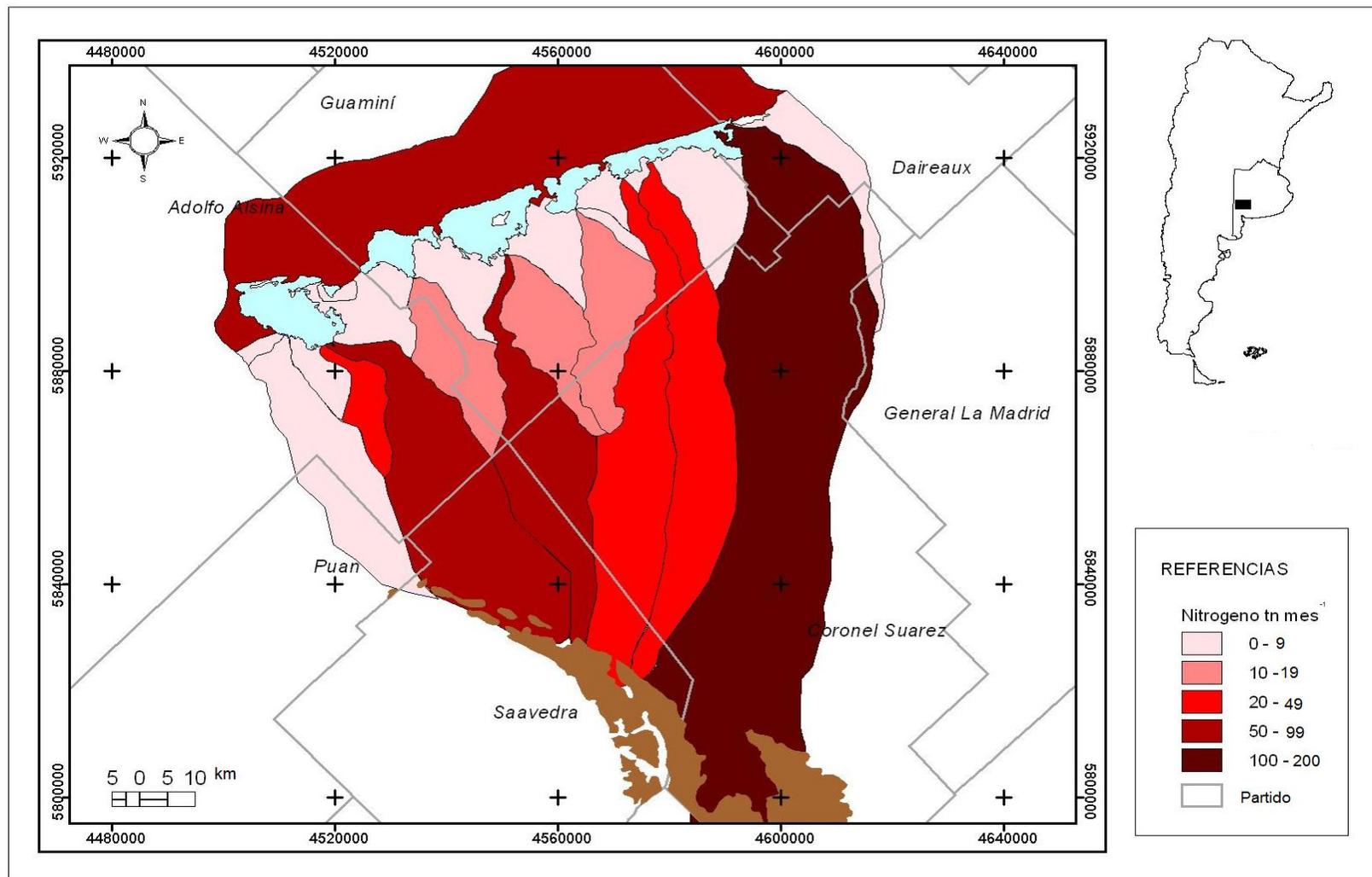


Fig. 185. Cargas de Nitrógeno calculadas con el modelo AVGWLF para el período 1994 – 2006. Fuente: Elaboración propia.

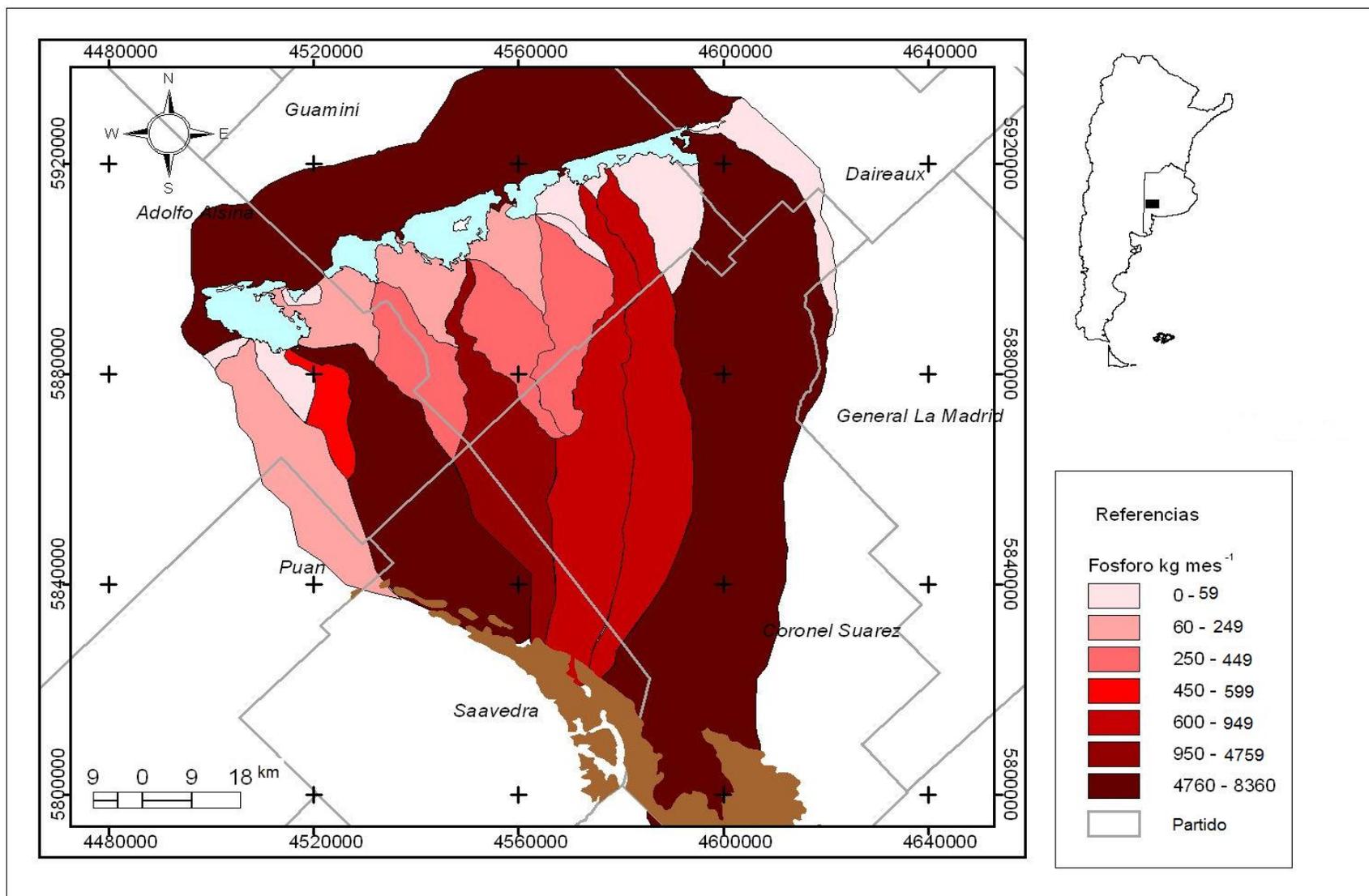
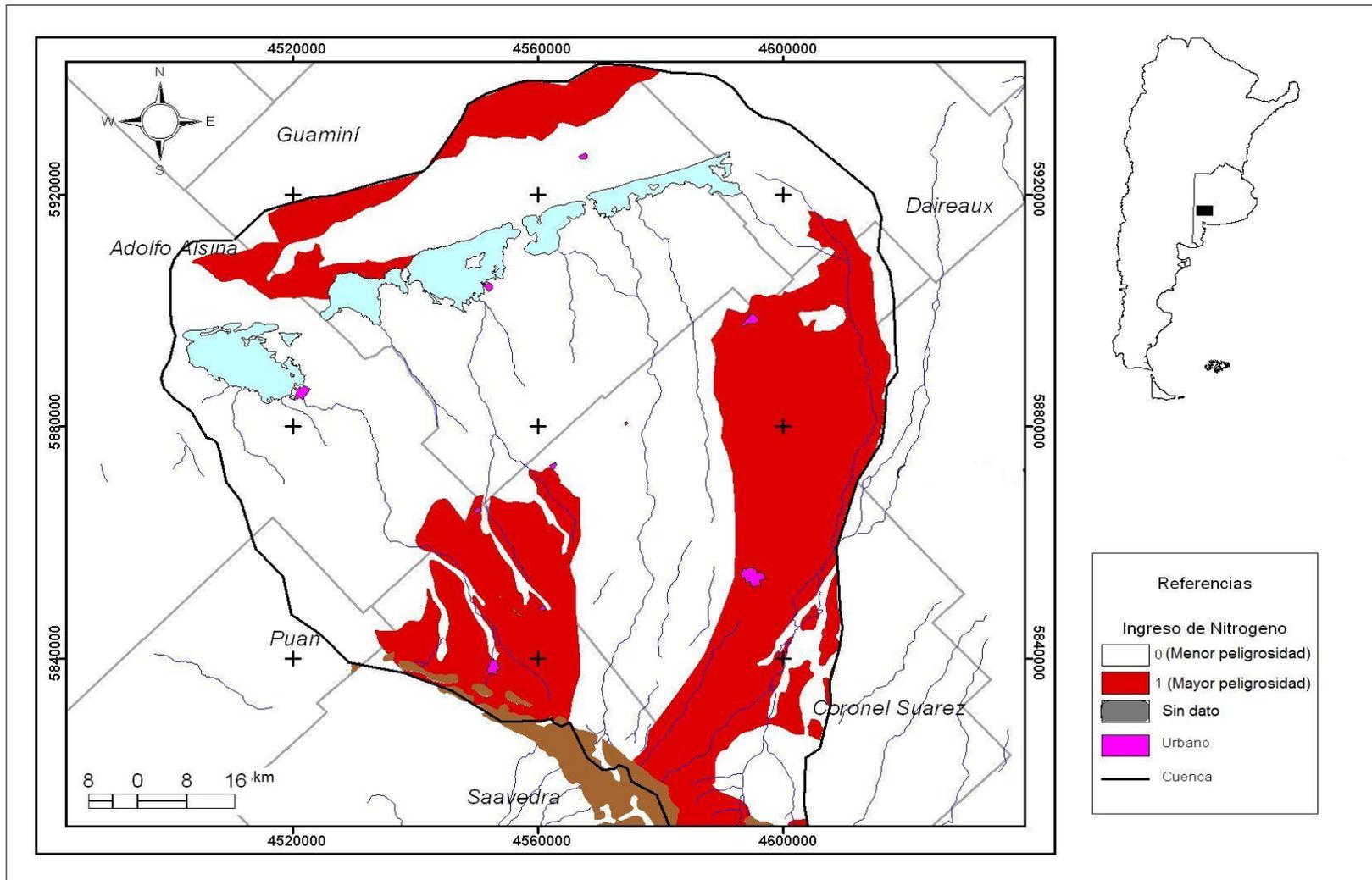


Fig. 186. Cargas de Fósforo calculadas con el modelo AVGWLF para el período 1994 – 2006. Fuente: Elaboración propia.



187. Entrada de Nitrógeno hacia las aguas de las Lagunas Las Encadenadas del Oeste. Fuente: Elaboración propia.

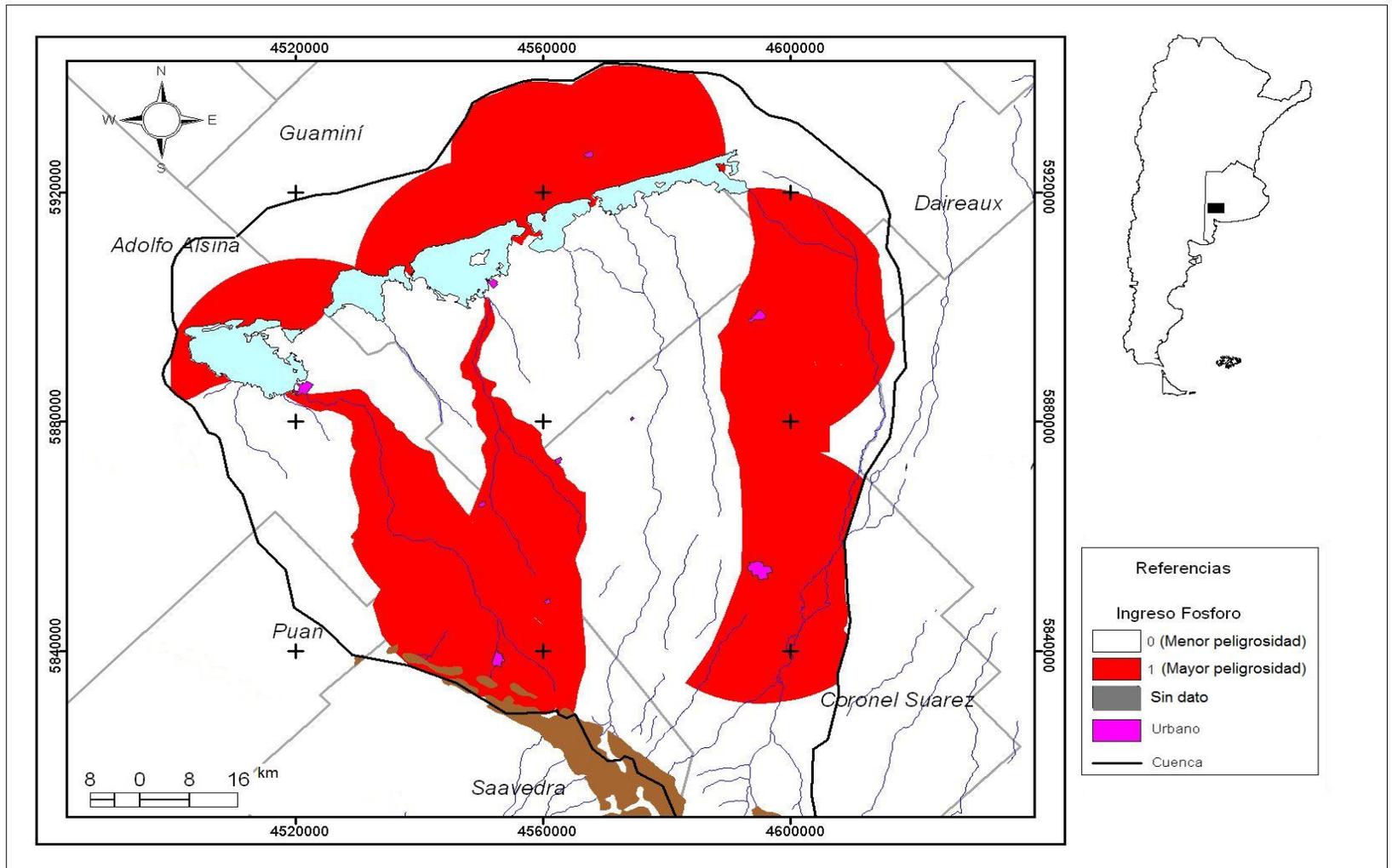


Fig. 188. Entrada de Fósforo hacia las aguas de las Lagunas Las Encadenadas del Oeste. Fuente: Elaboración propia.

CONCLUSIONES

Los estudios geoambientales incorporan la dimensión integral a instrumentos de planificación territorial, tanto en el ámbito regional como a escala local, con el fin de optimizar el uso y manejo de los recursos naturales, así como evaluar riesgos ambientales y mitigar sus posibles efectos sobre la vida, salud o bienes de personas o comunidades. El análisis de los diversos factores que condicionan los cuerpos de agua superficiales permite interpretar su dinámica y comportamiento. Este comportamiento es el resultado de la interacción entre agentes físicos, hidrológicos y humanos.

En el caso particular de la cuenca lagunar Las Encadenadas del Oeste, el funcionamiento es consecuencia de la presencia de ambientes diversos dentro de la misma. La respuesta de la cuenca frente a periodos húmedos es de suma fragilidad por varias razones; es un sistema fluvioacustre de tipo endorreico que tiene gran extensión, y unidades morfológicas diferentes. Las subcuencas de diversos tamaños y en disímiles estados de equilibrios, como las diferentes características morfométricas determinan por ejemplo una amplia gama de tiempos de concentración, que junto a la baja densidad de drenaje pueden provocar ondas de crecidas rápidas hacia la desembocadura de las lagunas.

El tamaño y volumen de las mismas es altamente dependiente de las precipitaciones y de los escurrimientos de toda la cuenca. Por esta razón las zonas contiguas a las lagunas son las de mayor peligro de inundación. La alta variabilidad tanto histórica como espacial de las precipitaciones, como las desafortunadas intervenciones antropogénicas han provocado que la historia de Las Encadenadas del Oeste, y en especial la de Epecuén y Carhué, esté ligada a amenazas y catástrofes por su incapacidad para eliminar grandes volúmenes de agua. Esta característica se acentúa en la laguna Epecuén, siendo este el sector más vulnerable dado que es en ella donde se dirigen los escurrimientos toda la cuenca. Por lo estudiado en la presente investigación se puede afirmar que la cuenca las Encadenadas del Oeste tiene serios problemas para evacuar los excesos hídricos, lo cual la convierte en un sistema de suma fragilidad ante eventos hidrológicos extremos.

La situación ambiental de las aguas de la cuenca es desfavorable. Las Encadenadas evidencian períodos de excesivo crecimiento de biomasa algal en función de la carga de nutrientes. Esto se comprobó en los altos valores (hasta 89 mg m^{-3}) de clorofila *a* superiores al valor límite (5 mg/m^3), en las altas densidades celulares (hasta $420500 \text{ cel ml}^{-1}$) y en el comportamiento del OD que indican alta productividad. Las aguas de los arroyos y las lagunas están enriquecidas con nutrientes lo cual se demostró en que el 92 % de las diatomeas encontradas representaron al Orden Pennales y fueron muy pocas las especies correspondientes al Orden Centrales.

La degradación ambiental de las aguas también se confirma con la disminución de la riqueza específica de especies. El Índice de Diversidad indicó que las aguas son eutróficas y se comprobó un aceleramiento en los procesos de eutrofización y pérdidas de especies, la que sólo es posible si hay una carga externa de nutrientes. Se registraron aumentos de las especies indicadoras de eutrofización por ejemplo, euglenófito (*Lepocinclis fusiformis*), en el desagüe cloacal de la ciudad de Carhué. Así, de la primavera al verano (enero 2005) pasaron a dominar las cianofíceas produciendo floraciones algales.

La calidad de agua de los cuerpos lacustres de la cuenca depende en gran parte del manejo agrícola durante los diferentes períodos climáticos. Es así que hacia el Este, en las subcuencas más húmedas donde cultivo predominante es la soja y el maíz, las aguas presentaron un aumento de nitratos en los períodos de siembra y floración de los dos cultivos. Asimismo, el aumento de la actividad agrícola acelera los procesos de eutrofización de los cuerpos lacustres por la incorporación de nuevas tecnologías como los fertilizantes, la siembra directa, etc.

Las áreas de mayores aportes de nutrientes se localizaron en las zonas cercanas a establecimientos industriales y/o urbanos y en los sectores que tienen mayores índices de productividad. La degradación de las aguas es entonces progresiva desde las nacientes hacia la desembocadura de los arroyos y en las costas de las lagunas.

Las cuencas hidrográficas constituyen una zona de articulación entre sus habitantes sobre todo por el uso del recurso. Sin embargo, en muchos casos, las divisiones de cuencas no coinciden con las divisiones políticas y la planificación no resulta armónica. En la cuenca de las Encadenadas ocurre esto, con el agravante de que

intervienen varios municipios que hacen uso del recurso, ignorando que todos pertenecen al mismo sistema.

El territorio de las cuencas facilita la relación entre sus habitantes, independientemente de que si estos, por razones administrativas, se agrupan en municipios. Todos los que componen la cuenca son dependientes de un sistema hídrico común. La importancia de la presente investigación radica en que el área de estudio fue considerada como sistema. Se brindaron en esta tesis herramientas básicas que deben tenerse en cuenta en las futuras decisiones de planificación, como la delimitación de la cuenca y subcuencas, el estado trófico de sus aguas, la cantidad de nutrientes que llegan a sus cuencas por las diferentes fuentes, la identificación de estas últimas, las variaciones climáticas, los problemas que sufrió la cuenca en diferentes puntos, etc.

La investigación llevada a cabo permite corroborar la hipótesis planteada; *“La hidrografía y calidad de las aguas de las lagunas Las Encadenadas del Oeste es afectada por la alta actividad agrícola en la cuenca, el excesivo aporte de nutrientes desde áreas rurales y urbanas y las precipitaciones extremas”*. La cuenca Las Encadenadas del Oeste alberga y sostiene comunidades vegetales y animales. Sus lagunas, arroyos, suelos y habitantes conforman un sistema modificado y alterado por las actividades y decisiones que se toman sobre los recursos. Por esta razón, se sostiene en esta tesis que las futuras intervenciones y decisiones en la cuenca deben tener en cuenta que todos los que la conforman constituyen una unidad. Conocer, preservar y realizar acciones coordinadas en esta unidad es una condición esencial para la conservación de los recursos hídricos y las poblaciones que la habitan.

REFERENCIAS

- Alonso A. 2005. Valoración de la degradación ambiental y efectos ecotoxicológicos sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en la cabecera del río Henares. Tesis Doctoral, Universidad de Alcalá, Alcalá de Henares (Madrid), España.
- Alonso M., 1998. Las Lagunas de la España Peninsular. Departamento de Ecología, Universidad de Barcelona. Asociación Española de Limnología, Madrid. España. *Limnetica*, 15: 1-176
- Alvear K, Ferrario M. E., Oliveira E. C., Sar E., 1995. Manual de métodos ficológicos. Ed. Univ. Concepción, Chile. 863 pp.
- Ambrosetti W. y Barbanti L., 1999. Deep water warming in lakes: an indicator of climatic change. *Journal limnology*, 58 (1): 1-9
- Angel B., 2002. Dinámica Eficiencia Residualidad: Manejo de la fertilización Fosforo. Conferencia Ciudad de Rosario.
- Balazote A., 1997. Aguas que no has de beber.... V Congreso de Antropología Social. La Plata. Argentina. www.naya.org.ar
- Balmaceda P., 1951. Informe preliminar sobre laguna Epecuén. Pcia. De Buenos Aires. Ministerio de Industria y Comercio de la Nación. Dirección Nacional de minería. 29 pp.
- Bauer D., Conde M., Gómez N., 2002. Phytoplankton of a small lowland stream related to water quality and hydraulic discontinuities. *Arch. Hydrobiol*, 153 (3): 421-442.
- Becares E., Conty A., Rodríguez C. y Blanco S., 2004. Funcionamiento de los lagos someros mediterráneos. Ecosistemas. *Revista Científica y Técnica de Ecología y Medio Ambiente. Asociación Española de Ecología Terrestre*, 2-12.
- Begon M., Harper J. y Townsend, 1999. *Ecología: Individuos, poblaciones y comunidades*. Ed. Omega, S.A Barcelona, 679 pp.
- Belloc M. E., 1894. *Recherches et explorations géographiques et lacustres dans les Pyrénées Centrales*. Ebendort.
- Bicudo C. E. M., 2004. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas, 18: Chlorophyceae (Volvocales). *Revista Brasil. Bot.*, 27 (1): 85-102.
- Bicudo C. E. M., Bicudo R. M., 1970. Algas de águas continentais brasileiras. CVhave ilustrada para identificação de generos. Fundação brasileira para o desenvolvimento do ensino de ciencias, 228 pp.

- Bodoque J. M., Pedraza J., Martín Duque J. F., Sanz R. A., Carrasco M. R. y Mattera M., 2001. Evaluación de la degradación específica en la cuenca vertiente al embalse Puente Alta (Segovia) mediante métodos de estimación directos e indirectos. GEOFORMA Ed. Revista C y G. 15 (3-4): 21-36.
- Bonorino A., Torrente R. y Alvarez G., 1988. Caracterización hidrogeológica de la cuenca del arroyo Pigüé. Convenio Municipalidad de Adolfo Alsina – Comisión de investigaciones científicas. Informe de Avance, 21 pp.
- Borrego J. A. y Borrego S. A., 1982 Temporal and spatial Variability of temperature in two coastal lagoons. Coastal lagoons Calcofi Vol XXIII, 188-197.
- Bourrelly P., 1968. Les algues d' eau douce. II: Les Algues Jaunes et Brunes. Editions N. Boubé & Co., Paris, 438 pp.
- Bourrelly P., 1970. Les algues d' eau douce. III: Les Algues Bleues et Rouges. Editions N. Boubé & Co., Paris, 512 pp.
- Bourrelly P., 1972. Les algues d' eau douce. III: Les Algues Vertes. Editions N. Boubé & Co., Paris, 569 pp.
- Boussa R., 1886. Primer análisis de las aguas de la laguna Epecuén. Museo Regional Adolfo Alsina.
- Bruniard E., 1999. Lo Regímenes Hídricos de las formaciones vegetales. Editorial Universitaria de la Universidad Nacional del Nordeste, 381 pp.
- Camargo J. A. y Alonso A., 2006. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: a global assessment. Environment International 32: 831-849
- Campo A., Steffens A. C. y Diez P.G., 2000. Condiciones climáticas en el Suroeste de la llanura pampeana. Congreso Nacional de Geografía. 61 Semana de la Geografía. Contribuciones Científicas, 69-75.
- Capelli A. y Campo A., 1994. La transición climática en el sudoeste bonaerense, SIGEO. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca. Monografía N° 5, 78 pp.
- Carbone E., 2003. Hidrografía del Arroyo Claromecó. Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca, 171 pp.
- Carbone M. E. y Piccolo M. C., 2002. Morfometría de la cuenca del arroyo Claromecó. Provincia de Buenos Aires, Argentina. Revista Geofísica. Instituto Panamericano de Geografía e Historia, 56: 51-66
- Carlson R. E., 1977. A trophic state index for lakes. Limnology and Oceanography. 22:361-369.

- Carpio L., 2005. Taller seminario para autoridades nacionales: políticas de manejo de riesgo y experiencias exitosas en el Caribe. *Socios en Acción*. EIRD informa N° 11 América Latina y el Caribe, 19- 22.
- Casas R. R., (s/f). Factores causales de los procesos erosivos en la Región Pampeana Argentina.
<http://www.google.com.ar/search?hl=es&q=casas+factores+causales+de+los+procesos+erosivos&meta=>
- CHD, 2004. Resumen diagnóstico y control del estado trófico de los embalses de la Cuenca del Duero. www.chdduero.es
- Chiang C., Craft C., Rogers, D., Richardson C., 2000. Effects of 4 years of nitrogen and phosphorous addition on Everglades plant communities. *Aquatic botany* 68: 61-78.
- Chov V. T., Maidment D. R. y Mays L. W., 1994. Hidrología Aplicada. Mc. Graw – Hill Interamericana Santa Fe de Bogotá. Colombia, 557 pp.
- Chow V. T., 1964. Runoff. En V. T. Choe (ed). *Handbook of applied Hydrology*. McGraw-Hill, Nueva York. Chapter 14.
- Cirnigliano O. 1993. Guía para evaluación de daños de inundaciones. Buenos Aires, Consejo Federal de Inversiones, 25 –32.
- Cole G. A., 1979. *Textbook of Limnology*. 2d ed. Mosby, St. Louis, 426 pp.
- Cole G.A., 1983. *Textbook of Limnology*. The C.V. Mosby Company. St Louis.
- Confederación Hidrográfica del Duero, 2004. Estudio Diagnóstico y Control del Estado Trófico de los Embalses de la Cuenca de Duero. España.
- Cordini I. R., 1942. Laguna La Brava. Contribución a su conocimiento limnológico. *Revista Argentina de Zoogeografía*. Buenos Aires, 2: 3-53.
- Cordini I. R., 1959. Sulfato de Sodio “Yacimientos Salinos Tres Lagunas). Buenos Aires. Informe Técnico, 44 pp.
- CRC – IMFIA, 2004. Plan de monitoreo ambiental de la Cuenca del rio Cuareim. Margen Izquierda. www.mrree.gub.uy
- CREA- 1998. Arroz. Cuaderno de actualización técnica N° 61. Publicaciones periódicas, 22 pp.
- Cuadrado D. G. y Perillo G. M. E., 1997. Principal Component Análisis Applied to Geomorphologic Evolution. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 44: 411-419.
- Dahl M. y Pers Ch., 2004. Comparison of four models simulating phosphorus dynamics in Lake Vanern, Sweden. *Hydrology and Earth System Sciences*, 1153-1163.

- Danvags N. V., 2005. Los Ambientes Acuáticos de la Provincia de Buenos Aires. Relatorio del XVI Congreso Geológico Argentino. La Plata. Cap. XIII: 219 – 236.
- De Francesco F. D., 1971. Geología superficial del área pedemontana del flanco Sudoccidental de la Sierra de la Ventana. Prov. Buenos Aires. Com. Invest. Cient., Reunión Científica. La Plata.
- De Jonge V.C., Elliott M. & Orive E., 2002. Causes, historical development, effects and future challenges of a common environmental problem: eutrophication. *Hydrobiologia*, 475/476: 1-19.
- De León L., Chalar G., 2003. Abundancia y diversidad del fitoplancton en el Embalse de Salto Grande (Argentina-Uruguay). Ciclo estacional y distribución espacial. *Limnetica* 22 (1-2): 103-113.
- De Lorenzo M. E., Scott G. I., Ross P. E., 2001. Toxicity of pesticides to aquatic organisms: a review. *Environmental toxicology and chemistry*. 20 (1): 84-98.
- Delebecque A., 1898. Les lacs français. Chamerot et Renouard. Paris, 436 pp.
- Deschamps J. R., Otero O., Tonni E. P., 2003. Cambio climático en la pampa bonaerense: las precipitaciones desde los siglos XVIII al XX. Documento de Trabajo N° 109, universidad de Belgrano. Disponible en la red: http://www.ub.edu.ar/investigaciones/dt_nuevos/109_deschamps.pdf
- Díaz C., 1994. El control de la eutrofización de la laguna chica de San Pedro. Informe de habilitación profesional para optar al grado de Ingeniero Universidad de Concepción, 96 pp.
- Díaz R. A., Querner E. P., Hermans J. M. Rus M., 2003. Calibration and validation of the hydrological model Simgro with Landsat Imagery. *Anais XI SBSR, Belo Horizonte, Brasil*, 2467-2474.
- Dillon A. A., Hurtado M. A., Jiménez J. E. y Castillo R. J., 1985. Consideraciones geomorfológicas y estratigráficas como base del carteo de suelos en un sector de la Pampa Arenosa (Pcia. De Buenos Aires). 1as. Jornadas Geológicas Bonaerenses, Actas, Tandil, CIC, 737-749.
- Doffo N. y Bonorino G. G., 2005. Caracterización morfométrica de la cuenca alta del arroyo Las Lajas, Córdoba: Un análisis estadístico. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 60 (1): 16-22.
- Dorador C., Pardo R., Vila I., 2003. Variaciones temporales de parámetros físicos. Químicos y biológicos de un lago de altura: el caso del lago Chungará. *Revista Chilena de historia Natural* 76(1):15-22.

- Doran J. W. y Parkin T. B., 1994. Defining and assessing soil quality. In J.W. Doran, et al. (eds). *Defining soil quality for sustainable environment*. SSSA Spec. Publ. 35. SSSA and ASA, Madison, Wisconsin, USA, 3-19.
- Dourojeanni R., 1978. Estudio de los Parámetros Geomorfológicos de una Cuenca. Boletín Técnico N° 2. Ministerio de Agricultura y Alimentación. Dirección de Preservación y Conservación. Subdirección de Cuencas. Perú.
- Echenique R. O., 2001. Fitoplancton de la laguna Vitel. (Buenos Aires, Argentina). II. Bol. Sociedad Argentina de Botánica, 36:217-227.
- Echenique R. O., Nuñez-Avelaneda M., Duque S. R., 2004. Chlorococcales de la Amazonia colombiana I: Chlorellaceae y Scenedesmaceae. *Caldasia*, 26 (1): 37-51.
- Echeverría H., y Ferrari J., 1993. Relevamiento de algunas características de los suelos agrícolas del sudeste bonaerense. EEA INTA Balcarce, Boletín Técnico N° 112, 18 pp.
- EEA., 2000. Nutrients in European ecosystems. Environmental Assessment Report No 4. European Environment Agency, Copenhagen, Denmark, 155 pp.
- EEA., 2005. Source apportionment of nitrogen and phosphorus inputs into the aquatic environment. Environmental Assessment Report No 7. European Environment Agency, Copenhagen, Denmark, 52 pp.
- Ekmekci M. y Tezcan L., 2006. Assessment of vulnerability of water resources to climate change hydrological implications. *Groundwater and Ecosystems*, 59-69.
- Encarta: http://es.encarta.msn.com/encyclopedia_961521955_2/Cuenca.html
- Environment Canada., 2001. Priority substances assessment report: ammonia in the aquatic environment. Minister of Public Works and Government Services, Ottawa, Canada.
- Evans B. M., Sheeder S. A. y Corradini K. J., 2003. A spatial technique for estimating streambank erosion based on watershed characteristics. *J Spatial Hydrology* 3(2). www.spatialhydrology
- Evans B. M., Lehning D.W., Corradini K. J., Petersen G.W., Nizeyimana E., Hamlett J. M., Robillard P. D., and Day R. L., 2002. A Comprehensive GIS-Based Modeling Approach for Predicting Nutrient Loads in Watersheds. *J. Spatial Hydrology*, 2 (2): www.spatialhydrology.com
- Evans B. M., Lening S. A., Corradini K. J., Petersen G. W., Nizeyimana E., Hamlett J. M., Robillard P. D., Day R. L., 2006. A comprehensive GIS- based modeling approach for predicting nutrient loads in watersheds. *J. Sapatial Hydrology* 2 (2): www.spatialhydrology

- Evans B. M. y Kenneth C. J., 2006. AVGWLF, Version 6 Guide to creating SoftwareCompatible data sets. Penn State Institutes of the environment, 34 pp.
- FAO, 1991. Uso de fertilizantes por cultivo y por región. <http://www.fao.org/docrep/007/y5210s/y5210s09.htm>
- FAO, 1997. Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos. Estudio FAO riego y drenaje-55. www.fao.org/docrep/w2598s00.
- FAO, 2004. Uso de fertilizantes por cultivo en Argentina organización de las naciones unidas para la agricultura y la alimentación Roma, 2004. Servicio de Manejo de las Tierras y de la Nutrición de las Plantas. Dirección de Fomento de Tierras y Aguas
- Felisberto S. A., Rodrigues L., Leandrini J. A., 2001. Chlorococcales registradas na comunidade perifítica, no reservatório de Corumbá, Estado de Goiás, Brasil, antes e após o represamento das águas. *Maringá*, 23 (2): 275-282.
- Fernandez N. R., 2005. Estudio de la concentración de nitratos, nitritos y amonio en el agua de consumo del partido de Moreno- Provincia de Buenos Aires. Trabajo de investigación de grado correspondiente a la carrera de Ingeniería en Ecología Universidad de Flores.
- Fidalgo F., De Francesco F. y Pascual R., 1975. Geología superficial de la llanura Bonaerense. En: VI Congreso Geológico Argentino, 29- 54.
- Forel F. A., 1892. Le Léman: monographie limnologique. Tome1, Géographie, Hydrographie, Géologie, Climatologie, Hydrologie. Lausanne, F. Rouge, 543 pp.
- Foster S., Ventura M. y Hirata R., 1987. Contaminación de las aguas subterráneas: Un enfoque de la situación en América Latina y el Caribe en relación con el suministro de agua potable. OMS/ OPS-HPE/ CEPIS.
- Francke C. S., 2002. La situación de manejo de cuencas en Chile. Programa Nacional de ordenación y manejo de cuencas hidrográficas. Corporación Nacional Forestal Ministerio de Agricultura. Santiago, Chile, 337 pp.
- Franguelli J., 1950. Rasgos Generales de la morfología y la geología de la provincia de Buenos Aires. *LEMIT*, La Plata, 2 (33):1-72.
- Frasch C., 2004. Convención Internacional Ramsar de Protección de Humedales. <http://www.ramsar.org/cda/>
- Fuentes Junco J. A., 2004. Análisis Morfométrico De Cuencas: Caso De Estudio Del Parque Nacional Pico De Tancítaro. Dirección General de Investigación de Ordenamiento Ecológico y Conservación de Ecosistemas Instituto Nacional De Ecología, 47 pp.

- Gabrielian B. K., 1993. Dynamics of ichthyocenosis of Lake Sevan at different trophic levels. (Materials of the International Scientific Conference "The Ecological Problems of the Lake Sevan"), 175-180.
- Gardiner V., 1974. "Drainage basin morphometry". British Geomorphological Research Group. Technical Bulletin N° 14. University of East Anglia. England, 44 pp.
- Gardiner V., 1981. Drainage basin morphometry. En: A. Goudie (ed.). Geomorphological Techniques. George Allen & Unwin. Londres, 47-55.
- Giani A., Figueredo C. C., Eteuovick P. C., 1999. Algas planctônicas do reservatório da Pampulha (MG): Euglenophyta, Chrysophyta, Pyrrophyta, Cyanophyta. *Revta brasil. Bot. São Paulo*, 22 (2): 107-116.
- Glave A., 2006. Influencia climática en el Sudoeste Bonaerense y Sudeste de la Pampa. *Acaecer*, 31(360):18-23. <http://www.produccion-animal.com.ar/>
- Gomez N., Licursi M., Bauer D., Hualde P. y Sierra M.V., 2003. Reseña sobre las modalidades de estudio mediante la utilización de microalgas en la evaluación y monitoreo de algunos sistemas loticos pampeanos bonaerenses. *Bol. Sociedad Argentina de Botánica* 38 (1-2): 93-103.
- González de Matauco A. I., 2004. Análisis Morfométrico De La Cuenca y de la Red De Drenaje del Río Zadorra y sus Afluentes Aplicado a la Peligrosidad de Crecidas. Dpto. Geografía, Prehistoria y Arqueología Universidad del País Vasco. *Boletín de la A.G.E.* 38: 311-329.
- González Uriarte M. y Orioli, G., 1998. Carta Geoambiental del partido de Guaminí. Provincia de Buenos Aires. Argentina, 243 pp.
- González Uriarte M. A., 1993. Las Encadenadas del Oeste, Las raíces del problema. Producción animal. Facultad de agronomía y veterinaria Universidad Nacional de Río Cuarto. Córdoba. Argentina. www.produccionbobina.com/inundación/10-encadenadas.
- Goransky R. y Natale O., 1987. Estudio de la calidad de agua de la laguna Epecuén. Consejo Federal de Inversiones, 63 pp.
- Grasshof K., 1969. Un sistema de canal múltiple para análisis de nutrientes en aguas de mar con récord de datos analógicos y digitales. Avances en análisis automáticos. Technicon International Symposium . Chicago. (in Manuel D'Analyse des sels nutritifs dans l'eau de mer P. Treguer, P.Le Corre, 1975).
- Gravelius H., 1914. Flusskunde. Goschen Verlagshan dlug Berlin. En Zavoianu, I. (1985): Morphometry of Drainage Bassins. Amsterdam, Elsevier.
- Gregory K. y Walling D., 1973. Drainage basin form and process: A geomorphological approach. Edgard Arnold. Londres-Inglaterra, 45 pp.

- Guarrera S. A., Malacalza L., López F. P., 1972. Fitoplancton de las aguas superficiales de la Provincia de Buenos Aires. *Revista del Museo de La Plata (Nueva Serie)*. Tomo XII. Botánica 67: 161-219.
- Guinder V. A., 2004. Ecología y taxonomía de la comunidad de diatomeas epífitas sobre *Cladophora surera* (Chlorophyta) del arroyo Napostá Grande. Tesina de Licenciatura, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, 50 pp.
- Gurevich R., 1995. Inundaciones en el Sistema laguna Las Encadenadas. Proceso de formulación y ejecución de políticas públicas en materia de inundación. *Desastre y Sociedad*, 5: 1 – 15.
- Haith D. A. y Shoemaker, 1987. Generalized Watershed Loading Functions for Streamflow Nutrients. *Water Resources Bulletin* 23(3):471-478.
- Hajek E. R. y Castri F., 1975. Bioclimatografía de Chile. Dirección de Investigación Vice-Rectoría Académica Universidad Católica de Chile
- Hall R. I., Leavitt P. R., 1999. Effects of agriculture, urbanization and climate on water quality in the northern Great Plains. *Limnol. Oceanog.* 44 (3, part 2): 739-756.
- Havens K. E., East T. L., Rodusky A. J., Sharfstein B., 1999. Littoral periphyton responses to nitrogen and phosphorous: an experimental study in a subtropical lake. *Aquatic botany* 63, 267-290.
<http://www.laboratoriofertilab.com.ar/paginas/Catalogo.htm>
- Hernández E., 2002. La cuenca hidrográfica. FCFA. Universidad de los Andes. Mérida – Venezuela.
- Horton R., 1945. Erosional development of streams and their drainage basins: Hydrophysical approach to quantitative morphology. *Geological Society of America Bulletin*. 56: 275-370.
- Huber-Pestalozzi, 1938. Das Phytoplankton des Süßwassers. Systematik und Biologie. 1. Teil. Allgemeiner Teil. Blaualgen. Bakterien. Pilze. Stuttgart, 342 pp.
- Huber-Pestalozzi, 1941. Das Phytoplankton des Süßwassers. Systematik und Biologie. 2. Teil. Chrysophyceae. Farblose Flagellaten. Heteroonten. Euglenophyceen. Stuttgart, 365 pp.
- Huber-Pestalozzi, 1950. Das Phytoplankton des Süßwassers. Systematik und Biologie. 3. Teil. Cryptophyceen, Chloromonaden, Peridineen. Stuttgart, 1135 pp.
- Huber-Pestalozzi, 1955. Das Phytoplankton des Süßwassers. Systematik und Biologie. 4. Teil. Euglenophyceen. Stuttgart, 606 pp.

- Hupfer M., 1995. Bindungsformen und Mobilität des Phosphors in Gewässersedimenten. *In* C. Steinberg, H. Bernhard & H. Klapper (eds.). Handbuch "Angewandte Limnologie". Ecomed, Landsberg, IV-3-2: 1-22.
- Hutchinson G. E., 1957. A treatise on limnology, vol I. Geography, physics and chemistry. Wiley, New York, 1015 pp.
- IATASA, 2001. Plan director para la Cuenca de las lagunas Encadenadas del Oeste y Cuenca superior del arroyo Vallimanca. www.iatasa.com
- Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca. 1994. Atlas del Suelo de la República Argentina, Tomo I Buenos Aires, 525 pp.
- INTA, 1989. Mapa de suelos de la Provincia de Buenos Aires. Escala 1: 500.000
- INTA, 2007. Informe Agropecuario Mensual RIAP. EEA. Bordenave. Año 1 N°11. www.inta.gov.ar/bordenave/actividad/comunica/RIAP/riapenero07
- Intertournet, 2007. Lagos y lagunas de la province de Buenos Aires. www.intertournet.com.ar/agua/lagunas
- Instituto Geográfico Militar, 1969. Cartas topográficas a escala 1:50.000.
- Iriondo M., 1984. The Quaternary of northeastern Argentina. In J. Rabassa (ed) Quaternary of South America and Antarctic Peninsula, 2: 51-78.
- Iriondo M., 1989. Quaternary lakes of Argentina. *Paleogeography, Paleoclimatology, Paleoecology* 70: 81-88.
- Isla F. I., Ruiz Barlett E., Marquez J. y Urrutia A., 2003. Efectos Enso En La Transición Entre El Espinal Y La Pradera Cultivada En La Diagonal Sudamericana, Argentina Central. *Rev. C&G*, 17 (1-2) 63-74.
- Issa A. A., Ismael M. A., 1994. Effects of detergents on River Nile water microflora. *Journal of Islamic Academy of Sciences*. Vol. 7, N° 3.
- Izaguirre I., Vinocur A., O Farrel I., 1991. Nuevos aportes a la ficoflora Argentina I. Cuenca del río Salado (Pcia de Buenos Aires). *Bol. Sociedad Argentina de Botánica* 27: 183 – 199.
- Jeppesen E., Jensen J. P., Sondergaard M., Lauridsen T., Pedersen L. J., y Jensen L., 1997b. Top-down control in freshwater lakes: role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiología* 342-343:151-164.
- Jolánskai G., Gareth R., 1985. "Contamination of subsurface water resources by nitrate". Unesco, Programa del Hombre y Biosfera, Paris. (Budapest: UNESCO / MAB, 1985).

- Jurado del Castillo, 1992. Morfometría de los lagos. Una aplicación a los lagos del Pirineo. Tesis Doctoral. Departamento de Ecología. Universidad de Barcelona, 256 pp.
- Kaste O., Henriksen A. y Posh M., 2002. Present and potential nitrogen outputs from Norwegian soft water lakes – an assessment made by applying the steady-state Firstorder Acidity Balance (FAB) model. *Hydrology and Earth System Sciences*, 6 (1), 101–112
- Keppeler E. C., Lopes M. R. M., Lima C. S., 1999. Ficoflórula do Lago Amapá em Rio Branco-Acre, I: Euglenophyceae. *Rev. Brasil. Biol.*, 59 (4): 679-686.
- Keppeler E. C.; Lopes, M. R. M.; Lima, C.S. 1999. Ficoflórula do Lago Amapá em Rio Branco-Acre, II: Chlorophyta. *Rev. Brasil. Biol.*, 59 (4): 687-691.
- Kirpich, Z., 1940. Time of concentration of small agricultural watersheds. *Civil Engineering*. 10 (06): 362
- Komarek J. y Anagnostidis C., 1999. Süßwasserflora von Mitteleuropa: Cyanoprokaryota 1. Teil: Chroococcales. Gustav Fischer, Stuttgart, 548 pp.
- Komárek J., Komárková – Legnevorá J. 2002. Contribution to the knowledge of planktic cyanoprokaryotes from central Mexico. *Preslia, Praha*, 74: 207-233.
- Koning N., Roos, J. C., 1999. The continued influence of organic pollution on the water quality of the turbid Morder River. *Water SA*, 25 (3): 285-292.
- Kovach J., Petzoldt C., Degni J. y Tette J., 1999. A method to measure the environmental impact of pesticides. IPM Program, Cornell University, New York State, 8 pp.
- Kundzewicz Z. W., Mata L. J., Arnell N. W., Döll P., Kabat P., Jiménez B., Miller K.A., Oki T., Sen Z. y Shiklomanov I. A., 2007. Freshwater resources and their management. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden and C.E. Hanson, Eds., Cambridge University Press, Cambridge, UK, 173-210 pp.
- León S.G., 1999. Análisis Hidrográfico e hipsométrico de la cuenca alta y media del río Chama, Estado Mérida Venezuela. *Revista Geográfica de Venezuela*, 40 (1); 9-4.
- Lexow C., 2002. Hidrodinámica de la zona no saturada aplicada al estudio del Balance Hidrológico y de contaminantes de los recursos hídricos subterráneos (Cuenca del Arroyo del Aguila). Tesis Doctoral en Geología. Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca. Argentina, 175 pp.
- Licursi M., Gómez N., 2003. Aplicación de índices bióticos en la evaluación de la calidad del agua en sistemas lóticos de la Llanura Pampeana a partir del empleo de diatomeas. *Biología acuática* 21: 13-29.

- Linden S. V. D., y Woo M. K., 2002. Transferability of hydrological model parameters between basins in data-sparse areas, subarctic Canada-Elsevier - Journal of Hydrology 270 (2003): 182–194.
- Linsley R., Kohler M. y Paulhus J., 1992. Hidrología para ingenieros. 2da edición. Editorial Mc Graw – Hill interamericana de México, 386 pp.
- Linsley R., Kohler M. and Paulhus J. (1967). Hidrología para Ingenieros. Ediciones del Castillo S. A. Madrid.
- Lirio J. M., Nuñez H. J., Chaparro M. A., Gogorza C. S., Sinito A. M., Irurzun A., 2007. Lagunas Esmeralda y Pan Negro, Isla Vega, Antártida: ¿archivos paleoclimáticos valiosos? www.dna.gov.ar
- Llamas J., 1993. Hidrología general. Universidad del Estado de México. Toluca. México, 627 pp.
- López Bermúdez F. y Romero Díaz M. A., 1988. Relación entre escorrentías superficiales y características físicas y ambientales (Alto Guadalquivir). En Avenidas fluviales e inundaciones cuenca del Mediterráneo. Alicante, Instituto Universitario de Geografía de la Universidad de Alicante, 171-183.
- López S., 1994. Restauración hidrológica forestal de cuencas y control de la erosión. Ediciones Mundi Prensa, Madrid, 929 pp.
- Lorenzen, C.J, 1967. Limnol. and Ocean., 12 (2), 343-346, 1967 (modif. por B. Reiman, Limn. and Ocean., 23 (5): 1066-1069.
- Luo W. and Howard A., 2005. Morphometric analysis of Martian Valley Network basins using a circularity function. Journal of Geophysical Research, Vol. 110, E12S13
- Lyttleton Lyon T. y Buckman H. Edafología. Naturaleza y propiedades del suelo. Ed. UTEHA, Mexico, 459 pp.
- M.E.O.S.P. (Ministerio de Economía y Obras y Servicios Públicos). Subsecretaría de Recursos Hídricos. 1995. Catálogo de Lagos y Embalses de la Argentina. Databook of Lakes and Reservoirs of Argentine. Buenos Aires, 289 pp.
- Malagnino E. C., 1988. Evolución del sistema fluvial de la provincia de Buenos Aires desde el Pleistoceno hasta la actualidad. Segundas Jornadas Geológicas bonaerenses. Bahía Blanca, 201 – 211.
- Marelli H. y Lattanzi A., 1990. Sistemas de labranzas conservacionistas y secuencias de cultivo para soja. Actas Jornadas de Actualización de Profesionales en Cultivos de Cosecha Gruesa, 8-15.
- Margalef R., 1983. Limnología. Ed. Omega, S. A., Barcelona, 1010 pp.

- Martinez J. S., 2001. The geology of Ventania (Buenos Aires Province, Argentina). *Journal of Iberian Geology*, 27: 43-69
- Matsuura K., 2003 Tercer Foro Mundial del Agua Kyoto- Japón. Informe técnico. <http://www.iisd.ca/download>
- Melo W. D., 2003. Génesis del Estuario de Bahía Blanca: Relación Morfodinámica y Temporal con su Cuenca Hidrográfica. Tesis Doctoral. Bahía Blanca. Argentina, 202 pp.
- Mendoza E. M., 2003. Modelado de la cuña salina y del flujo de nutrientes en el tramo estuarino del río Ebro. Tesis Doctor en Biología. Universidad de Barcelona, Departamento de Ecología.
- Michelena R., Irurtia C., Vavruska F., Mon R., y Pittaluga A., 1989. Degradación de suelos del Norte de la Región pampeana. Publicación técnica 6. INTA. Centros Regionales de Buenos Aires Norte, Córdoba, Entre Ríos y Santa Fe. Proyecto de Agricultura Conservacionista.
- Miller V.C., 1953. A quantitative geomorphic study of drainage basin characteristics in the Clinch Mountain area, Virginia and Tennessee. Office of Naval Research, Geography Branch, Project NR. Technical Report, 3, Columbia University, 389-420.
- Monachesi A., 1995. La movilidad del paisaje bonaerense. *Ateliers*, 4: 47-64.
- Monachesi A., 1998. Le développement regional en question. Inondations et secheresses dans le sud-ouest de Buenos Aires, Argentine. Les acteurs et les strategies. Thèse de Doctorat en Développement Rural. Université de Toulouse Le Mirail.
- Montesarchio L. A., 1990. Lagunas Encadenadas del Sudoeste de la Provincia de Buenos Aires: Descripción y análisis de sus características hidrográficas. *Revista Universitaria de Geografía*. 4 (1 y 2): 159-178.
- Montico S., 2002. Inundaciones, Necesidad de un enfoque integral. U.N.R. http://www.produccionbovina.com/inundacion/03-inundaciones_enfoque_integral.htm
- Mosisch T., Bunn S., Davies P., Marshall C., 1999. Effects of shade and nutrient manipulation on periphyton growth in a subtropical stream. *Aquatic botany* 64: 167-177.
- Moss B., McGowan y Carvahlo L., 1994. Determination of phytoplankton crops by top-down and bottom-up mechanisms in a group of English lakes, the West Midland meres. *Limnology and Oceanography*, 39: 1020 - 1029.

- Munguía S. and Campo de Ferreras A. M., 2003. Características Hidro-Geomorfológicas De La Cuenca Del Arroyo Pescado Castigado. Buenos Aires. Argentina. Papeles de Geografía 38:137-150.
- Murray J., 1888. On the effects of winds on the distribution of temperatures in the sea-and-freshwater lochs of the west of Scotland. *Scot. Geogr. Mag.*, 4: 345-365.
- Natenson C. E., 2008. Catástrofes, riesgo ambiental y vulnerabilidad social. Aspectos conceptuales, metodológicos y de gestión. Propuesta de Curso de doctorado. Universidad Nacional del Sur.
- Natenzon C., 1993. Procesos catastróficos no nordeste argentino. Mudancas producidas na ultima década. En: Natureza y sociedade de hoje: uma leitura geográfica. HUCITECANPUR. Sao Pablo, 1-16.
- Navarro S, A Barba, M cámara & S Navarro., 1992 Persistencia de los plaguicidas en los suelos, agrícolas procesos y factores condicionantes. Universidad de Murcia, editorial sucesores de Nogues, S.L., 105 pp.
- Navarro E. and González Uriarte M., 1998. Geomorfometría aplicada a la gestión hídrica del ecosistema de las lagunas Las Encadenadas del Oeste. *Revista del Instituto de Geología y Minería*, 12: 1, 35-49.
- Neumann J., 1959. Maximum depth and average depth of lakes. *Can J. Fish. Res. Bd.*, 16: 923-927
- Nogueira I. De S., Leandro-Rodrigues, E. C., 1999. Algas Planctônicas de um lago artificial do Jardim Botânico Chico Mendes, Goiânia, Goiás: florística e algumas considerações ecológicas. *Rev. Brasil. Biol.*, 59 (3): 377-395.
- O' Farrell, I., Lombardo R., Tezanos Pinto de, P., Loez C., 2002. The assesment of water quality in the Lower Luján River (Buenos Aires, Argentina): phytoplankton and algal bioassay. *Environmental pollution*, 120: 207-218.
- Ongley E. D., 1997. Lucha Contra la Contaminación Agrícola de los Recursos Hídricos. FAO. Canada Centre for Inland Waters. Burlington Canada, 55 - 68.
- Ortega R. y Rodriguez I., 1994 Manual de Gestión del Medio Ambiente. Ed. Mapfre, S.A. España, 342 pp.
- Pandolfi S., 2001 Curso el laboratorio de las aguas. Fundación Bioquímica Argentina.
- Panigrahi S., Acharya B. C., Panigrahy R. M., Nayak B. K., Benarjee K., Sarkar S. K., 2006. Anthropogenic impact on water quality of Chilika lagoon Ramsar site: statistical approach. *Wetland Ecol Manage* 2007. 15:113-126.
- Panozzo J. C., 2004. Epecuén "Fantasma Blanco". *Ambiente Ecológico*, 1-3.

- Park S. W., Mostaghimi S., Cooke R. A., and McClellan P. W., 1995. BMP impacts on watershed runoff, sediment and nutrients yields. *Water Res. Bull.* 30: 1011-1022.
- Parterrieu, G., 2005. Aniversario de la Creación del Partido. Aporte del Museo Regional Adolfo Alsina "Dr. Adolfo Alsina" www.museocarhue.com.ar.
- Parterrieu, G., 2007. Dicen que hizo llover. Baigorri Velar en Carhué. Museo del Desierto. *Revista de historia regional*, 3: 4- 8.
- Pascher A. 1983. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band 9: Chlorophyta I. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart, 807 pp.
- Patton P.C., 1988. Drainage basin morphometry and floods. In Baker, V.R.; Kochel, R.C. & Patton, P.C. (Eds.): *Flood geomorphology*, New York, Wiley, 51-64.
- Peña Zubiate C. y Maldonado Pinedo D., 1980. Inventario integrado de los recursos naturales de la provincia de la Pampa, INTA- UNLP. En Cano E. Eds. Buenos Aires 71-76.
- Picote L. I, Andreoli Y. E., Costa J. L., Aparicio, V., Crespo L., Nannini J., Tambascio W. 2003. Evaluación de Nitratos y Bacterias coniformes en pozos de la cuenca alta del arroyo pantanoso (Bs. As.) www.produccion-animal.com.ar
- Potash and Phosphate Institute. 1988 *Manual de fertilidad de suelos Atlanta*. U.S.A, 85 pp.
- Psenner R. y Gunatilaka A., 1988. Proceedings of the first international workshop on sediment phosphorus. *Erg. Limnol.* 30. Schweizerbart'sche, Stuttgart, 115 pp.
- Quirós R. y Drago E., 1999. The environmental satate of Argentinean lakes: An overview. *Lakes and Reservoirs Research and Management* 4: 55-64.
- Quirós R., 2000. La eutrofización de las aguas continentales de Argentina. En prensa en *Trabajos presentados en la I Reunión de la Redemática sobre Eutrofización de Lagos y Embalses*. Marzo 16 y 17. Mar del Plata, Argentina, 12 pp.
- Quirós R., 2004. Cianobacterias en lagos y embalses de Argentina: década del 802. Serie de documentos de trabajo del Area de sistemas de producción acuática. Departamento de producción animal, Facultad de agronomía. Universidad de Buenos Aires, 1-23.
- Quirós R., Rennella A., Boveri M., Rosso J., Sosnovsky A., 2002. -B. Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. *Ecología Austral* 12: 175-185.
- Quirós R., Rosso J., Rennella A., Sosnovsky A., Boveri M., 2002. -A. Análisis del estado trófico de las Lagunas Pampeanas (Argentina). *Interciencia*, 27 (11): 584 - 591.

- Quirós R., Boveri M. B., Petracchi C. A., Rennella A. M., Rosso J. J., Sosnovsky A. y von Bernard H. T., 2005. Los efectos de la agriculturización del humedal pampeano sobre la eutrofización de sus lagunas. Eutrofização na América do Sul. Causas, consequências e tecnologias de gestão. Rede Eutrosul, PROSUL. San Pablo, Brasil, 1-15
- Rada F. F., 2003. Algunos criterios biológicos sobre el proceso de eutrofización a orillas de seis localidades del lago titikaka. *Ecología Aplicada*, 2 (001): 75-79.
- Radia Bouterfas, Mouhssine Belkoura, Alain Dauta, 2006. The effects of irradiance and photoperiod on the growth rate of three freshwater green algae isolated from a eutrophic lake. *Limnetica*. Asociación Española de Limnología, Madrid, 25 (3): 647-656
- Rawson D. S., 1939. Some physical and chemical factors in the metabolism of lakes. In: E.R Moulton (Ed.) *Problems of lake biology*. Pub. 10, A.A.A.S., Washington, D.C, 9-26.
- Rawson D. S., 1952. Mean depth and the fish production of large lakes. *Ecology*, 33:515-521.
- Rawson D. S. 1955. Morphometry as a dominant factor in the productivity of large lakes. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, 12: 164-175.
- Renard K. G., and Mausbach M. J., 1990. Tools for conservation. *In: Proc. Soil Erosion and Productivity Workshop*. Larson, W. E., G.R. Foster, R. R. Allmaras, and C. M. Smith (eds.). University of Minnesota. St. Paul, Mn. USA , 55-64.
- Ringuelet R. A., 1962. *Ecología acuática continental*. Ediciones Unidas de Buenos Aires. Buenos Aires. 138 pp.
- Ringuelet R. A., 1972. *Ecología y biocenología del hábitat lagunar o lago de tercer orden de la Región Neotropical templada (Pampasia sudoriental de la Argentina)*. *Physis* 31 (82): 55-76.
- Rodríguez A., 1990. *Desastres urbanos fenómenos no naturales*. Ed. Latingráfica, Córdoba, Argentina. Medio ambiente y urbanización, 11-20.
- Rodríguez S. C., Martínez G. C., Currie H. M., 2005. Evaluación de la concentración del nitrato en distintos momentos de muestreo en arrozceras de la provincia de Corrientes. *Universidad Nacional del Nordeste Comunicaciones Científicas y Tecnológicas*. Resumen: A-046
- Rojas A., Torres, R. y Bermeo O., 1992. *Geomorfología y batimetría del lago de Catemaco, Veracruz, México*. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*.
- Round F. E., 1981. *The ecology of algae*. Cambridge University Press, Great Britain, 653 pp.

- Russo R. C., 1985. Ammonia, nitrite and nitrate. En *Fundamentals of aquatic toxicology*: (editors Rand, G. M. y Petrocelli S.A). Hemisphere Publishing Corporation, Washington DC, USA, 455 – 471.
- Ruttner F., 1931. Hydrographische und hydrochemische Beobachtungen auf Java, Sumatra und Bali. *Arch. Hydrobiol. (Suppl.)*, 8: 197- 454.
- Saenger C., Miller M., Smittenberg R. H. y Sachs J., 2006. A physico-chemical survey of inland lakes and saline ponds: Christmas Island (Kiritimati) and Washington (Teraina) Islands, Republic of Kiribati Saline systems. *Bio Med Central*, 1-15.
- Sala A.M. y Gay R., 1981. Algunos datos morfométricos de la cuenca del Isábena. *Notes de Geografía Física*, 4: 41-65.
- Salas H. J. y Martino P., 2001. Metodologías simplificadas para la evaluación de eutrofización de lagos tropicales. CEPIS. Lima, Perú, 63 pp.
- Salazar M. A e Infante C. E., 2005. Grado de antropización, evaluación y modelación matemática del nivel trófico del lago budi como. base para determinar su comportamiento ambiental. Tesis. Facultad de ciencias de la Universidad Católica de Temuco.
- Salusso M. M., Moraña L. B., 2002. Comparación de índices bióticos utilizados en el monitoreo de dos sistemas lóticos del noroeste argentino. *Rev. Biol. Trop.* 50 (1): 327-336.
- Sánchez T., 1991. Estudio morfoclimático del CabeVó D'OR. Universidad de Alicante. España, 69 pp.
- Sant Anna C. L., P. Azevedo, M. T. de, Senna, P. A. C.; Komárek, J., Komárková, J., 2004. Planktic Cyanobacteria from São Paulo State, Brazil: Chlorococcales. *Revista Brasil, Bot.*, 27 (2): 213-227.
- Sas H., 1989. Lake restoration by reduction of nutrient loading: Expectations, experiences, extrapolation. *Academia, St. Augustin*, 497 pp.
- Schumm S. A., 1956. Evolution of Drainage Systems and Slopes in Badlands at Perth Ambos, New Jersey. *Bulletin of Geological Society of America*, Vol. 67: 646 pp.
- Senciales J., 1998. El análisis morfológico de las cuencas fluviales aplicado al estudio hidrográfico. *Norba*. X: 155-183. http://www.fyl - unex.com/foro/publicaciones_norba/files/10/p10
- Senciales J. M., 1999. Redes fluviales. Metodología de Análisis. *Estudios y Ensayos*, 34. Universidad de Málaga, 337 pp.
- Senigliesi C. y Ferrari M., 1993. *International Crop Science I* (Eds: Buxton et al). Crop Sci. Soc. of America, Inc., Madison, Wisconsin, USA, 27-35.

- Servicio Meteorológico Nacional, 2007. Boletín de Tendencias climáticas en Argentina. www.smn.gov.ar/mo=clima
- Shannon C. E., Weaver W., 1963. The mathematical theory of communication. Univ. Illinois Press, Urbana, 125 pp.
- Sheng T., 1992. Manual de campo para la ordenación de cuencas hidrográficas: Estudio y planificación de cuencas hidrográficas. Guía FAO: Conservación 13/6. Roma, Italia. 185 pp.
- Sholler H., 1955. Hydrogéologie. Ins. Francais du pétrole, 131 pp.
- Silva A., Herpin U., Martinelli L., 2006. Morphometric Characteristics of seven meso-scale river basins in state of Sao Paulo (Southeastern Brazil). *Caminhos de Geografia*, 3 (17): 20 – 30.
- Silva L. H. S., 1999. Fitoplâncton de um reservatório eutrófico (Lago Monte Alegre) ribeirão Preto, São Paulo, Brasil. *Rev. Brasil. Biol.*, 59 (2): 281-303.
- Smith S. J., Cassel D. K., 1991. Estimating nitrate leaching in soil materials, En: R.F. Follett et al. (ed.) *Managing N for ground water quality and farm profitability*. Madison, WI SSSA, 165-188.
- Sione W., Cuello A. y Angelini M., 2004. Análisis Espacial, Técnicas cuantitativas aplicadas. Curso 9. Especialización en Teledetección y Sig. Universidad Nacional de Lujan.
- Smith A. C. M. y Harkess, D. M., 2003. Water Quality of Manly lagoons. In: UTS Freshwater Ecology Report. Department of Environmental Sciences, University of Technology. Sydney, 1-22.
- Solórzano P. R., 1989. Efectos de las prácticas agrícolas sobre el tipo y forma de aplicación de fertilizantes fosfatados. En: Memoria. Primer Seminario de Fósforo en la Agricultura Venezolana. Sociedad Venezolana de la ciencia del Suelo.
- Soriano, A., León, R.J.C., Sala, O.E., Lavado, R.S., Deregibus, V.A., Cahupé, M.A., Scaglia, O.A., Velázquez, C.A., Lemcoff, J.H. 1992. Río de la Plata grasslands: In: Coupland, R.T. (ed.) *Ecosystems of the world 8A. Natural grasslands. Introduction and western hemisphere*. Elsevier, New York, 367-407.
- Sosnovsky A. y Quirós R., 2003. El estado trófico de las pequeñas lagunas pampeanas, (Argentina), su relación con la hidrología y la intensidad del uso de la tierra. *Ecología Austral* 16: 115-124 .
- Strahler A. 1952. Hypsometric (area-altitud) analysis of erosional relief. *Bulletin of Geological Society of America*, 63: 1117- 1142

- Strahler A., 1968. Quantitative Geomorphology. En: R. Fairbridge (ed.). The Encyclopedia of Geomorphology. Encyclopedia of Earth Sciences Series, T. 3. Dowden, Hutchinson & Ross. Pennsylvania-USA, 912 pp.
- Strahler A., 1974. Geografía física. Ediciones Omega, S.A. Barcelona, España, 765 pp.
- Strahler A., 1985. Geografía Física (7a.ed.). Editorial Omega, S. A. Barcelona – España, 567 pp.
- Strickland J. y Parsons T., 1968. A Practical Handbook of Seawater Analysis. Bull. Fis. Board, Canada, 207-211
- Suwardji P. y Eberbach P. L., 1998. Seasonal changes of physical properties of an Oxic Paleustalf (Red Kandosol) after 16 years of direct drilling or conventional cultivation. Soil Tillage Res. 49: 65-77.
- Taft J. L. y Taylor W. R., 1976. Phosphorus dynamics in some coastal plain estuaries. Ed. M. Wiley, Estuarine processes, 1: 79-89.
- Tanago Marta Gonzáles, 2000 Las riberas, elementos claves del paisaje y gestión del agua. Universitat de Valencia Revista Método, 38: 88-92.
- Tombesi N., Pistonesi M., Freije R., 2000. Physico-Chemical characterization and quality Improvement Evaluation of Primary Treated Municipal Waste water in the city of Bahía Blanca (Argentina). Química ambiental. Departamento de Química e Ingeniería Química. Apuntes de Cátedra. Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca. Argentina.
- Tóthmész B., 1995. Comparative analysis of different methods of diversity orderings. Journal of vegetation science 6: 283-290.
- Tragsa – Tragsatec S.A. 2000. Ed. Multiprensa, Madrid, 902 pp.
- Tricart J., 1973, Geomorfología de la Pampa Deprimida. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Buenos Aires Argentina, 202 pp.
- US EPA. 1999. Update of ambient water quality criteria for ammonia. US Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA. <http://www.epa.gov/waterscience/criteria/nutrient/guidance/index.html>
- US EPA. 2002. Nutrient Criteria Technical Guidance Manual: Estuarine and Coastal Marine Waters” <http://www.epa.gov/waterscience/criteria/nutrient/guidance/index.html>.
- US EPA. 2006. National recommended water quality criteria. US Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA.

- Usandivaras J, Kruse E, Ainchil J, Muntz D, Calahorra P, Ferlan D, 2002 Control de la Calidad Química en los Recursos Hídricos. Facultad de Ciencias Astronómicas y Geofísicas. Universidad Nacional de la Plata.
- Vargas y Perez, 1999. Modelación de la calidad de agua del lago Villarica y aproximación al modelo hidrodinámico. IV Jornadas del Conaphi- Chile, 12 pp.
- Ventura y Retama, 1993. Vegetación y flora acuáticas de la laguna de Yuriria, Guanajuato, México. Instituto de Ecología A.C. Pátzcuaro, México. Acta Botánica Mexicana, 25: 61-79.
- Vila I., Barends I., Montecino V., 1987. Abundancia y distribución temporal de fitoplancton en el embalse Rapel, Chile Central. Revista Chilena de Historia Natural, 60: 37-55.
- Vollenweider R., 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. Rep. Organis Econ. Paris, Coop and Dev. Das/CSI/68.27.
- Vollenweider R. A. y Kerekes J. J., 1981. Environment Canada. Background and Summary Results of the OECD Cooperative Program on Eutrophication. In Restoration of lakes and inland waters. Int. Symp. on Inland Waters and Lake Restoration. Sept. 8-12, 1981. Portland, Maine. EPA440/5-81-110. 25-36.
- Wetzel R. G., 1975. Limnology. W. B. Saunders Co., Philadelphia, London, Toronto, 744 pp.
- Wetzel R.G. & Likens G.E., 1991 Limnological Analysis. Ed. Springer, 391 pp.
- Wetzel R.G., 1981. Limnología. Omega. Barcelona, 743 pp.
- White, D. H., Browman, F. H. W., Moreley, W. R., MacManus, Filan, J. S., 1993. A simulation model of a breeding ewe flock. Agric. Syst, 10:149-189.
- Wolfe A., Baron, J., Cornett R., 2001. Anthropogenic nitrogen deposition induces rapid ecological changes in alpine lakes of the Colorado Front Range (USA). Journal of Paleolimnology 25, 1-7.
- Yrigoyen M. R., 1975. Geología del subsuelo y plataforma continental. Relatorio 6° Congreso Geológico Argentino: 139-168. Bahía Blanca.
- Zalocar de Domitrovic Y., Asselborn V. M.; Casco, S. L., 2002. Variaciones espaciales y temporales del fitoplancton en un lago subtropical de Argentina. Rev. Brasil. Biol., 58 (3): 359-382.
- Zalocar D., 2002. Structure and variation of the Paraguai river phytoplankton periods of its hydrological cycle. Hidrobiología 510:175-193.

Zarate M, Rabassa, J., Partridge, T., Maud, R. 1995. La brecha Cerro Colorado (Abra de la Ventana, Buenos Aires): ¿Es miocena? Actas de las Cuartas Jornadas Geológicas y Geofísicas Bonaerenses, Junin, 1: 159-167

Zarate M., Neme, G. y Gil, A., 2005. Mid Holocene Pleoenvironments and Humna Occupation in South America. Quaternary International 132:1-3

Zincke D., 2004. Effects of nitrogen and phosphorous enrichment on phytoplankton communities of Lake Atawapskat, Michigan. Journal of Atawapskat Research 2: 001-006.

Zinger S. A., 2000. Relación Sociedad Naturaleza en Ecosistemas de clima templado semiárido. Tesis de Magister. Universidad Nacional de Mar del Plata, 200 pp

Otra Bibliografía consultada.

Agricultural Experiment Station Geneva. http://www.Nysaes.cornell.edu/ipmnet/ny/program_news/EIQ.html

Capitanelli R. 1998. Geografía Física y Medio Ambiente. Vol. 1-Ed. Mendoza. Ecogeo.

Centro de la Región Semiárida (CIRSA) que coordinara con la Sub-Secretaría de Política Ambiental www.spa.gba.gov.ar/novedades/infoina/.../2-introduccionymetodologia.doc

Anexo

Anexo A: Cartografía utilizada.

CARTA TOPOGRÁFICA	NUMERO	ESCALA	FUENTE
Lago Epecuén	3763-22-1	1:50000	Instituto Geográfico Militar (IGM)
Arroyo Venado	3763-22-2	1:50000	(IGM)
Adolfo Alsina	3763-22-3	1:50000	IGM
Est. Carhué	3763-22-4	1:50000	IGM
Guaminí	3763-23-1	1:50000	IGM
Ombú	3763-23-2	1:50000	IGM
Cascada	3763-23-3	1:50000	IGM
Pasman	3763-23-4	1:50000	IGM
Las Torres	3763-28-2	1:50000	IGM
Puán	3763-28	1:50000	IGM
Espartillar	3763-29-1	1:50000	IGM
Cura Malal	3763-29-2	1:50000	IGM
Bathurst	3763-30-3	1:50000	IGM
Ranquilcó	3763-30-4	1:50000	IGM

Tabla A 1. Material Cartográfico utilizado para el análisis de la topografía

Nevada	3763-18-3	1:50000	IGM
La Larga	3763-18-4	1:50000	IGM
Est. Alamos	3763-17-3	1:50000	IGM
Laguna Alsina	3763-17-4	1:50000	IGM
Salliqueló	3763-16-1	1:50000	IGM
Fatraló	3763-16-3	1:50000	IGM
Saturno	3763-16-4	1:50000	IGM
Casey	3763-11-3	1:50000	IGM
Laguna Alsina		1:100000	IGM
Coronel Suarez		1:250000	IGM

Continuación Tabla A 1

Anexo B: Puntos de muestreos en arroyos y lagunas de la cuenca las Encadenadas del Oeste.

Arroyo Pigüé	Aguas arriba	APG	37° 12' 36 S; 62° 38' 57 O
	Papelera	APP	37° 12' S; 62° 48' O
	Desembocadura	APD	37° 11' S; 62° 48' O
Arroyo Venado		AV	37° 05' S; 62° 35' O
Arroyo Guaminí		AG	(37° 03' S; 62° 25' O)
laguna Epecuén		LE	37° 07' S; 62° 48' O
Laguna Del Monte “	E1	LME1	37° 00' S; 62° 33' O
	E2	LME2	37° 00' S; 62° 25' O
Laguna Cochicó		LCE1	36° 56' S; 62° 20' O
		LCE2	36° 56' S; 62° 17' O

Tabla B 1: Puntos de muestreo para las muestras biológicas.

Arroyo Pigüé	Aguas arriba	APG	37° 12' 36 S; 62° 38' 57 O
	Papelera	APP	37° 12' S; 62° 48' O
	Desembocadura	APD	37° 11' S; 62° 48' O
Arroyo Venado		AV	37° 05' S; 62° 35' O
Arroyo Guaminí		AG	(37° 03' S; 62° 25' O)
laguna Epecuén		LE	37° 07' S; 62° 48' O
Laguna Del Monte “	E1	LME1	37° 00' S; 62° 33' O
	E2	LME2	37° 00' S; 62° 25' O
Laguna Cochicó		LCE1	36° 56' S; 62° 20' O
		LCE2	36° 56' S; 62° 17' O

Tabla B 2: Puntos de muestreo de las muestras químicas.

Anexo C: Especies de algas en los diferentes puntos de muestreo.

Pto de muestreo	Especies representadas con más de 1%	
Arroyo Pigüé	E1	E2
	Octubre	
	<i>Suriella striatula</i>	
	<i>Navicula pupula</i>	
	<i>N. gregaria</i>	
	<i>N. cryptocephala</i>	
	<i>N. tripunctata</i>	
	<i>Navicula sp.</i> ,	
	<i>Nitzschia palea</i>	
	<i>Denticula sp</i>	
	<i>Amphora sp</i>	
	<i>Fragilaria sp.</i>	
	<i>Pinnularia sp</i>	
	<i>Cocconeis placentula</i>	
	<i>Diatoma vulgaris</i> (diatomeas pennales)	
	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	
	<i>Melosira varians</i> (diatomeas centrales),	
	<i>Senedesmus acuminatus</i>	
	<i>Kirchneriella obesa</i> ,	
	<i>Monoraphidium contortum</i>	
	<i>Trachelomonas volvocina</i> (Chlorophyceae)	
	<i>Merismopedia tenuissima</i> (Cianophyceae).	
	Enero	
	<i>Fragilaria sp.</i>	<i>Navicula gregaria</i>
	<i>Nitzschia spp.</i> (Bacillariophyceae)	<i>Navicula spp</i>
	<i>Oocystis lacustris</i>	<i>N. pupula</i>
	<i>Monoraphidium contortum</i>	<i>Anphora sp</i>
	<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	<i>Nitzschia palea</i> (Bacillariophyceae)
	<i>Chlamydomonas grovei</i> (Chlorophyta)	<i>Oocystis borgei</i>
	<i>Closterium sp.</i> (Conjugatophyceae)	<i>O. lacustris</i>
	<i>Trachelomonas intermedia</i> (Euglenophyceae)	<i>O. rhomboidea</i>
	<i>Microcystis aeruginosa</i> (Cianophyceae).	<i>O. marsonii</i>
		<i>Scenedesmus quadricauda</i>
		<i>S. acuminatus</i>
		<i>Monoraphidium contortum</i> (Chlorophyceae)
		<i>Oscillatoria tenuis</i>
		<i>O. limosa</i>
		<i>O. limnetica</i>
		<i>Spirulina major</i>
		<i>S. spirulinoides</i>
		<i>Anabaenopsis arnoldii</i>
		<i>Chroococcus minor</i>

Tabla C 1. Especies encontradas en los diferentes puntos de muestreo y representadas con más de 1%

		<i>Anabaena sp.</i>
		<i>Microcystis aeruginosa</i>
		<i>Merismopedia tenuísima</i>
		<i>M. mínima</i> (Cianophyceae)
	Abril y junio	
		<i>Merismopedia tenuissima</i>
		<i>Lyngbia limnetica,</i>
		<i>Pseudoanabaena catenata</i>
		<i>Spirulina meneghinana</i>
		<i>Oscillatoria spp</i>
		<i>Chlamydomonas sp.</i> (Clorofíceas)
		<i>Oocystis parva</i> (Clorofíceas)
		<i>Oocystis rhomboidea</i> (Clorofíceas)
		<i>Carteria sp.</i> (Clorofíceas)
		<i>Monoraphidium spp.</i> (Clorofíceas)
		<i>Schroederia sp.</i> (Clorofíceas)
	<i>setiembre</i>	
	<i>Navícula tripunctata</i>	<i>Monoraphidium minutum</i> (47,7%)
	<i>N.capitata var. hungarica</i>	<i>M. Contortum</i>
	<i>Melosira varians</i>	<i>M.circinale</i>
	<i>Nitzchia sp</i>	<i>M.fontinale</i>
	<i>N. Recta</i>	<i>Ankistrodesmus falcatus</i>
	<i>Diploneis puella</i>	<i>A. falcatus var. spirilliformis</i>
		<i>Pandorina morum</i>
		<i>Kirchneriella sp</i>
		<i>especie aff Chlorogonium elongatum</i> (9%)(Chlorophyceae)
		<i>Navícula sp1</i>
		<i>Navícula sp 2</i>
		<i>Cyclotella sp</i>
		<i>Navícula capitata var. hungarica</i>
		<i>Cocconeis placentula var. lineata</i>
		<i>Cocconeis placentula var. euglypta</i> (Bacillariophyceae)
		<i>Woronichinia sp.</i> (Cyanophyceae)
		<i>Trachelomonas sp.</i> (Euglenophyceae).

Continuación Tabla C 1.

Arroyo Venado
Octubre
<i>Cyclotella meneghiniana</i> , (diatomeas centrales)
<i>Pleurosira laevis</i> , (diatomeas centrales)
<i>Melosira varians</i> , (diatomeas centrales)
<i>Hippodonta hungarica</i> , (diatomeas pennales)
<i>Fragilaria</i> sp. , (diatomeas pennales)
<i>Amphora</i> spp. , (diatomeas pennales)
<i>Navicula pupula</i> , (diatomeas pennales)
<i>Nitzschia</i> spp. , (diatomeas pennales)
Enero
<i>Nitzschia</i> sp. (diatomea) con el 39,5 %
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> var. <i>Spiralis</i> (Chlorophyta)
<i>Scenedesmus protuberans</i> (Chlorophyta)
<i>Phacus</i> sp. (Euglenophyta)
<i>Merismopedia tenuissima</i> (Cianophyceae)
Setiembre
<i>Navícula gregaria</i> (<i>Bacillariophyceae</i>)
<i>N. capitata</i> var. <i>hungarica</i> (<i>Bacillariophyceae</i>)
<i>Melosira varians</i> (<i>Bacillariophyceae</i>)
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>Lineata</i> (<i>Bacillariophyceae</i>)
<i>Gomphonema</i> sp. (<i>Bacillariophyceae</i>)
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (<i>Chlorophyceae</i>)

Tabla C 2. Especies que mostraron una abundancia entre el 1 y el 6% de la densidad total

Laguna Epecuén Enero	
<i>Nitzschia</i> sp. (diatomea) con el 39,5 % de la densidad de la muestra	
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> var. <i>Spiralis</i> (Chlorophyta)	
<i>Scenedesmus protuberans</i> (Chlorophyta)	
<i>Phacus</i> sp. (Euglenophyta)	
<i>Merismopedia tenuissima</i> (Cianophyceae)	
Setiembre	
<i>Oocystis lacustris</i> (Chlorophyceae)	
<i>O. Parva</i> (Chlorophyceae)	
<i>O. Romboidea</i> , (Chlorophyceae)	
<i>O. solitaria</i> (Chlorophyceae)	
<i>O. marsonii</i> (Chlorophyceae)	
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> , (Chlorophyceae)	
<i>Monoraphidium circinale</i> (Chlorophyceae)	
<i>M. aff. longisetum</i> (Chlorophyceae)	
<i>Trachelomonas</i> sp (Euglenophyceae)	

Tabla C 3. Especies representadas en las muestras de fitoplacton en Laguna Epecuen en los meses de octubre, setiembre

Laguna Del Monte	
Octubre	
<i>Amphora</i> sp. (Bacillariophyceae)	
<i>Arthrodesmus</i> sp. (Chlorophyceae)	
<i>Trachelomonas volvocina</i> (Euglenophyceae)	
<i>Merismopedia 296enuísima</i> (Cianophyceae)	
<i>Eucapsis alpina</i> (Cianophyceae)	
Enero	
<i>Amphora</i> sp. (Bacillariophyceae)	<i>Phacus agilis</i> , <i>Phacus</i> spp. (Euglenophyceae)
<i>Cyclotella meneghiniana</i> (Bacillariophyceae)	<i>Astasia</i> sp., <i>Trachelomonas</i> sp. (Euglenophyceae)
<i>Didymocystis bicellularis</i> (muy frecuente),	<i>Euglena</i> sp. (Euglenophyceae)
<i>Schroederia setigera</i> (Chlorophyceae)	<i>Chromullina gracilis</i> (Chrysophyceae)
<i>Chlorella</i> spp. (Chlorophyceae)	<i>C. ovalis</i> (Chrysophyceae)
<i>Chlamydomonas</i> spp. (Chlorophyceae)	<i>Chroomonas</i> sp. (Cryptomonas)
<i>Monorhaphidium minutum</i> (Chlorophyceae)	<i>Cryptomonas erosa</i> (Cryptomonas)
<i>M. contortum</i> (Chlorophyceae)	<i>Ochromonas</i> sp. (Cryptomonas)
<i>M. circinale</i> (Chlorophyceae)	<i>Rhodomonas</i> sp. (Cryptomonas)

Tabla C 4. Especies representadas con menos del 5% de las muestras en Laguna del Monte

<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Chlorophyceae)	<i>Peridinium</i> sp. (Dinophyceae)
<i>A. falcatus</i> var. <i>Spirilliformis</i> (Chlorophyceae)	<i>Gimnodinium</i> sp. (Dinophyceae)
<i>Oocystis lacustris</i> (Chlorophyceae)	<i>Microcystis flos-aquae</i> (muy frecuente) (Cianophyceae)
<i>O. parva</i> (Chlorophyceae)	<i>Eucapsis alpina</i> (muy frecuente) (Cianophyceae)
<i>O. 297enuís</i> , <i>Dictyosphaerium pulchellum</i> (Chlorophyceae)	<i>Aphanocapsa holsatica</i> (Cianophyceae)
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Chlorophyceae)	<i>Merismopedia tenuisima</i> (muy frecuente) (Cianophyceae)
<i>Selenastrum</i> sp., <i>Pediastrum duplex</i> (Chlorophyceae)	<i>M. punctata</i> (Cianophyceae)
<i>Chroococcus minimus</i> (Cianophyceae)	<i>Aphanocapsa delicatissima</i> (Cianophyceae)
<i>Coelosphaerium minutissimum</i> (Cianophyceae)	
<i>Phormidium mucicola</i> (Cianophyceae)	
Setiembre	
<i>E1</i>	<i>E2</i>
<i>Didymocistis bicellularis</i> (Chlorophyceae)	<i>Oocystis romboidea</i> (Chlorophyceae)
<i>Monoraphidium contortum</i> (Chlorophyceae)	<i>O. lacustris</i> , (Chlorophyceae)
<i>M.minutum</i> (Chlorophyceae)	<i>O. solitaria</i> (Chlorophyceae)
<i>M.aff.grifithii</i> (Chlorophyceae)	<i>Monoraphidium aff</i> (Chlorophyceae)
<i>M.aff.fontinale</i> (Chlorophyceae)	<i>Fontinale</i> (Chlorophyceae)
<i>Monoraphidium sp.</i> (Chlorophyceae)	<i>M. aff.longisetum</i> (Chlorophyceae)
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> (Chlorophyceae)	<i>M. minutum</i> (Chlorophyceae)
<i>Volvox sp</i> (Chlorophyceae)	<i>M.contortum</i> (Chlorophyceae)
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Chlorophyceae)	<i>Didymocistis bicellulares</i> (Chlorophyceae)
<i>Eucapsis alpina</i> (Cyanophyceae)	<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Chlorophyceae)
<i>Anabaenopsis arnoldii</i> (Cyanophyceae)	<i>A.falcatus</i> var. <i>Spirilliformis</i> (Chlorophyceae)
<i>A.circularis</i> (Cyanophyceae)	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> (Chlorophyceae)
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> (Cyanophyceae)	<i>Gloeocapsa punctata</i> (Cyanophyceae)
<i>Gloeocapsa punctata</i> (Cyanophyceae)	<i>Eucapsis alpina</i> (Cyanophyceae)
<i>Merismopedia 297enuísima</i> (Cyanophyceae)	<i>Aphanocapsa delicatissima</i> (Cyanophyceae)
<i>M.punctata</i> (Cyanophyceae)	<i>Anabaenopsis arnoldii</i> (Cyanophyceae)
<i>Cyclotella sp.</i> , (Bacillariophyceae)	<i>Oscillatoria tenuis</i> (Cyanophyceae)
<i>Nitzschia recta</i> (Bacillariophyceae)	<i>Merismopedia tenuísima</i> (Cyanophyceae)
<i>Nitzschia sp</i> (Bacillariophyceae)	
<i>Amphora coffeaformis</i> (Bacillariophyceae)	

<i>Trachelomonas sp. (Euglenophyceae)</i>	
<i>Facus sp (Euglenophyceae)</i>	

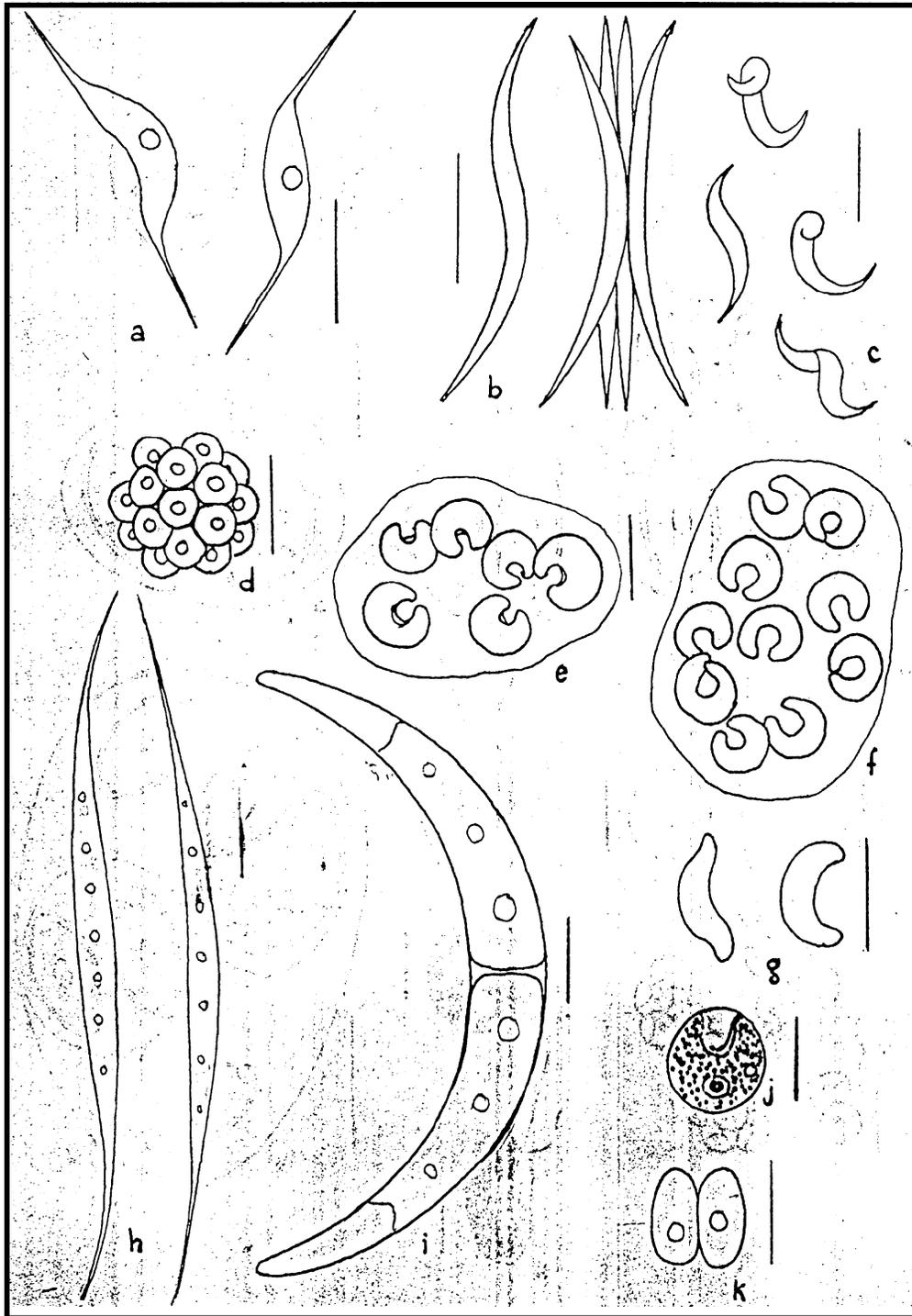
Continuación Tabla C 4.

Laguna Cochicó
Enero
<i>Eucapsis alpina</i> (Cianófitas)
<i>Phormidium mucicola</i> (Cianófitas)
<i>Coelosphaerium minutissimum</i> (Cianófitas)
<i>Aphanocapsa holsatica</i> (Cianófitas)
<i>A. delicatissima</i> (Cianófitas)
<i>Chroococcus dispersus</i> (Cianófitas)
<i>C. dispersus</i> var. <i>Minor</i> (Cianófitas)
<i>Gomphosphaeria aponina</i> (Cianófitas)
<i>Gloeocapsa punctata</i> (Cianófitas)
<i>Merismopedia tenuissima</i> (Cianófitas)
<i>Cyclotella meneghiniana</i> (Bacillariophyceae)
<i>Fragilaria</i> sp. formadora de cadenas (Bacillariophyceae)
<i>Schroederia setigera</i> (Chlorophyta)
<i>Oocystis submarina</i> (Chlorophyta)
<i>O. marsonii</i> (Chlorophyta)
<i>O. lacustris</i> (Chlorophyta)
<i>Kirchneriella</i> spp. (Chlorophyta)
<i>Scenedesmus ecornis</i> (Chlorophyta)
<i>S. quadricauda</i> (Chlorophyta)
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> (Chlorophyta)
<i>Monoraphidium minutum</i> (Chlorophyta)
<i>M. contortum</i> (Chlorophyta)
<i>Ankistrodesmus</i> spp. (Chlorophyta)
<i>Chlamydomonas</i> spp. (Chlorophyta)
<i>Cosmarium</i> sp. (Conjugatophyceae)
Abril y Junio
<i>Synechocystis salina</i> (Cianophyceae)
<i>Microcystis</i> sp. (Cianophyceae)
<i>Eucapsis alpina</i> (Cianophyceae)
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> (Cianophyceae)
<i>Aphanocapsa</i> spp (Cianophyceae)

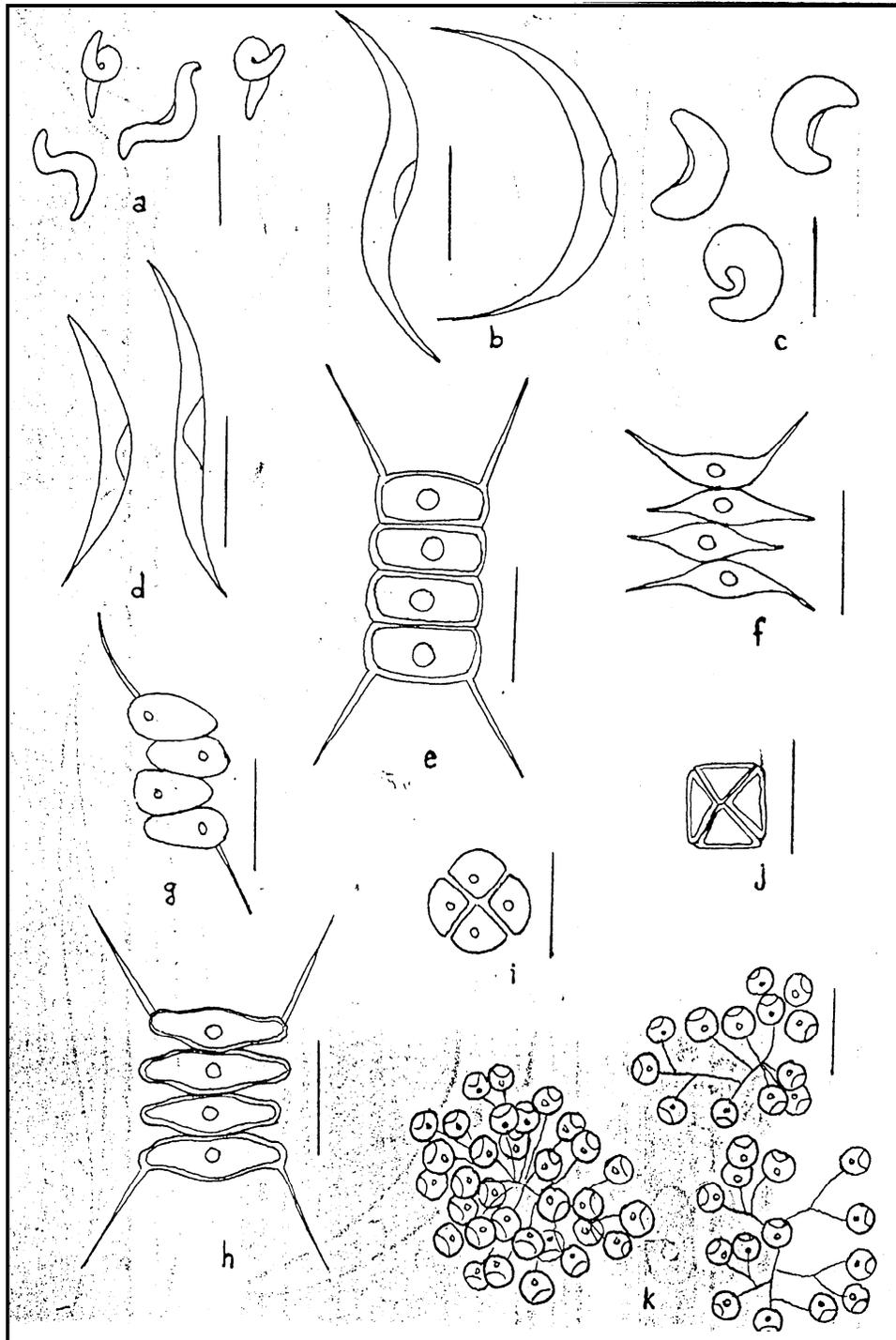
Tabla C 5. Especies representadas en las muestras de laguna Cochicó para el mes de enero, abril y junio 298

<i>Coelosphaerium</i> spp (Cianophyceae)
<i>Phormidium mucicola</i> (Cianophyceae)
<i>Scenedesmus</i> sp, (algas verdes)
<i>Dictiosphaerium pulchellum</i> (algas verdes)
<i>Oocystis submarina</i> (algas verdes)
<i>Oocystis</i> spp. (algas verdes)

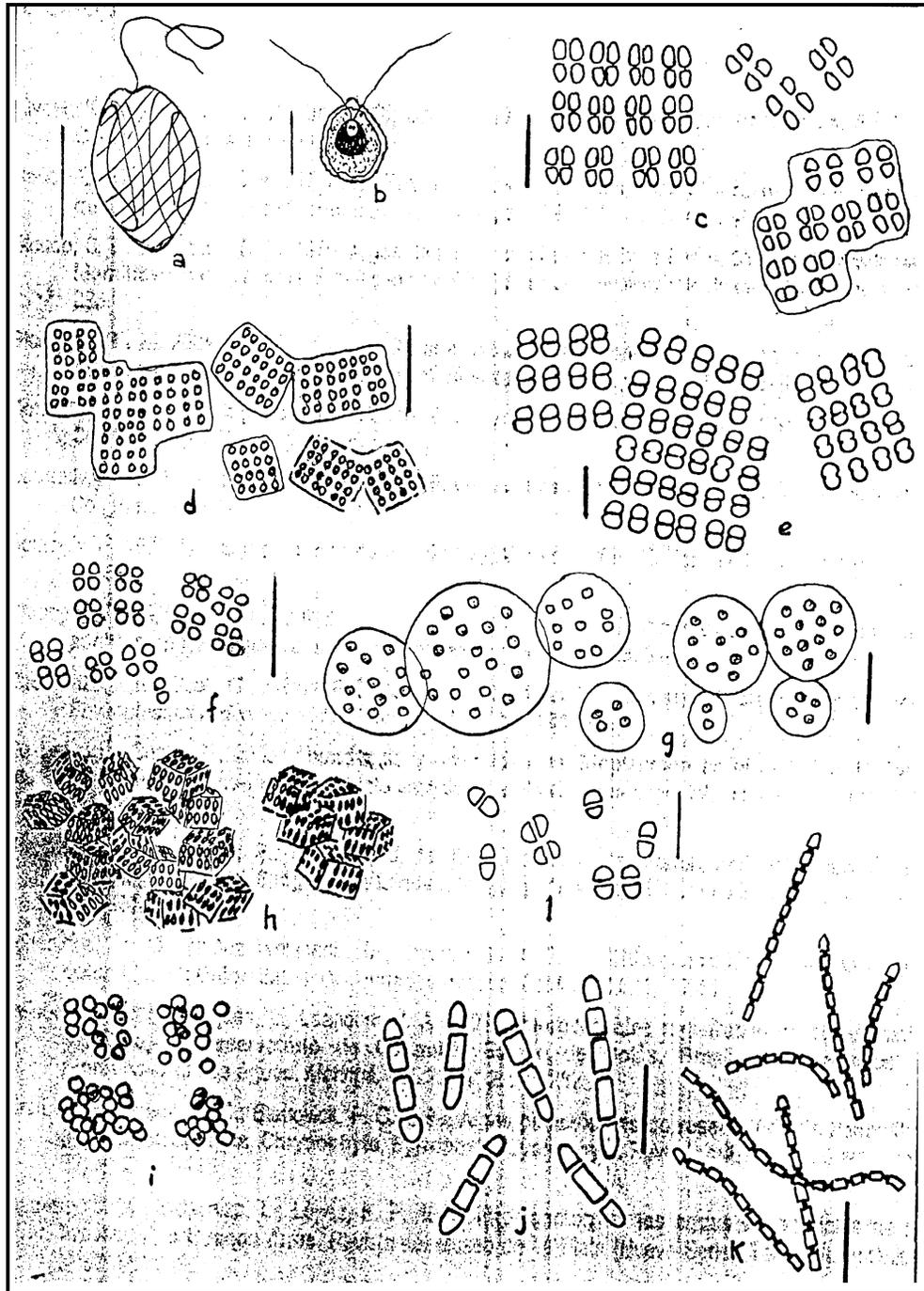
Continuación Tabla C 5.



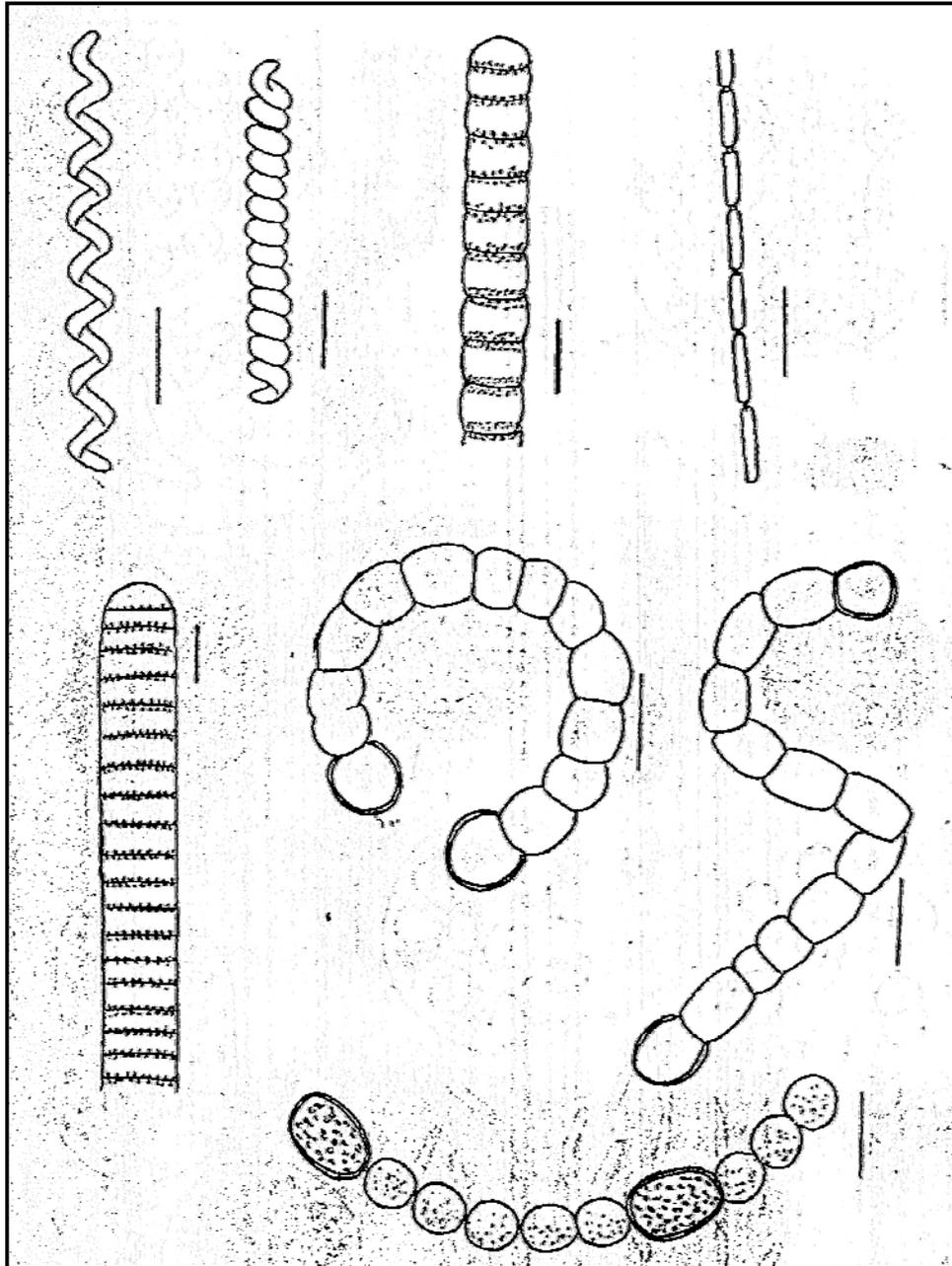
Lamina I. a: *Schroederia setigera*, b: *Ankistrodesmus falcatus*, c: *A.falcatus* var. *spirilliformis*,
d: *Coelastrum microporum*, e: *Kirchneriella obesa*, f: *K. lunaris*, g: *Scelenastrum* sp.,
h: *Closteriopsis longissima*, i: *Closterium parvulum* var.,
J: *Chlorella vulgaris*. K : *Didymocystis bicellularis*



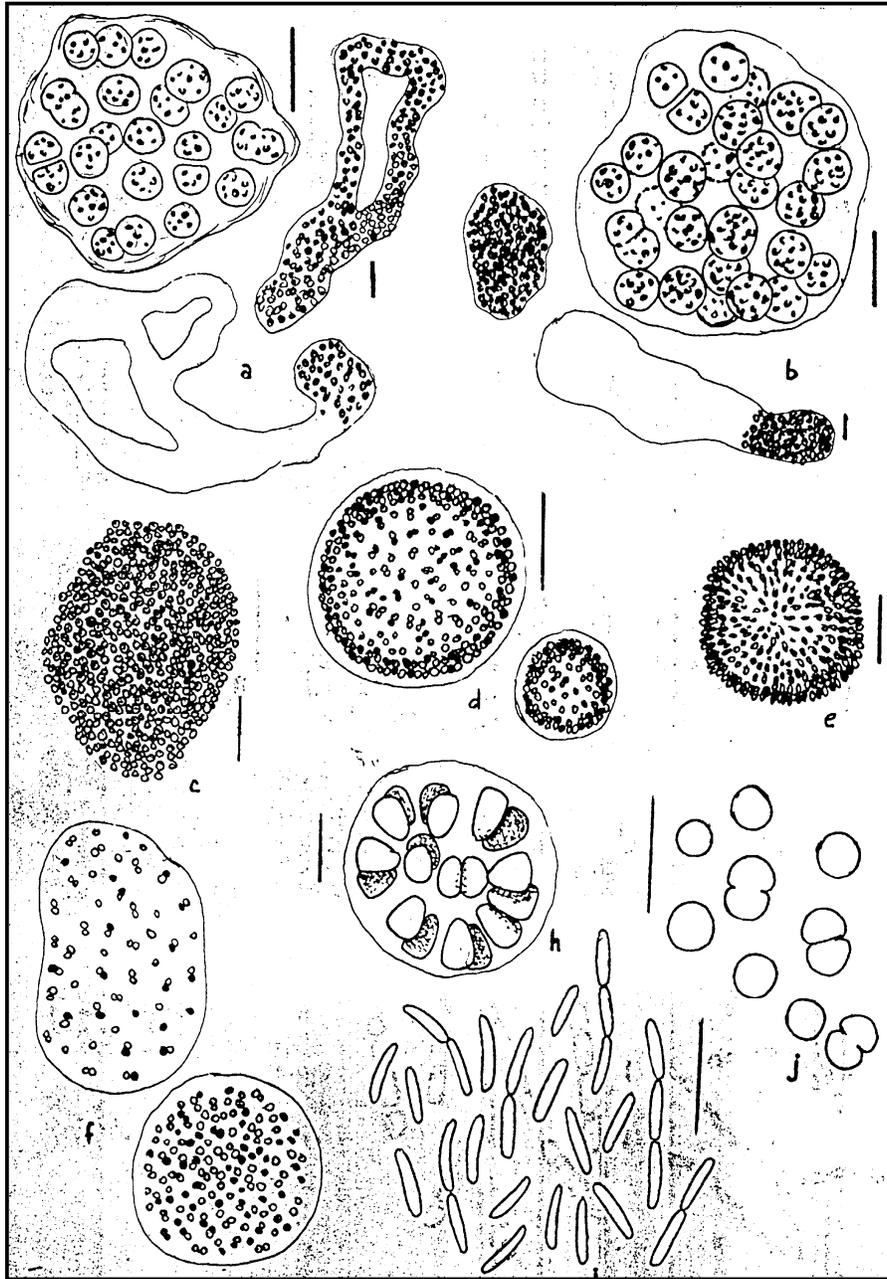
Lamina II: a: *Monoraphidium circinale*, b: *M. Contortum*, c: *M. minutum*,
 d: *M. fontinale* e: *Scenedesmus quadricauda*, f: *S. acuminatus*, g: *S. intermedius*
 h: *S. protuberans*, i: *Tetrastum triangulare*, j: *Crucigenia tetrapedia*,
 k: *Dictyosphaerium pulchellum*



Lamina III. A: *Phacus agilis*, b: *Phacotus minusculus*, c: *Merismopedia punctata*,
d: *M. tenuissima*, e: *M. glauca*, f: *M. minima*, g: *Gloeocapsa punctata*,
h: *Eucapsis alpina*, i: *C. dispersus*, l: *Chroococcus minor*, j: *Phormidium mucicola*,
k : *Pseudanabaena* *catenata* .



Lamina IV. A: *Spirulina major*, b: *S. Spirulunoides*, c: *Oscillatoria tenuis*,
 d: *O. Limnetica*, e: *O. Limosa*, f: *Anabaenopsis arnoldii*, g: *A. Circularis*,
 h: *Anabaena* sp.



Lamina V. A: *Microsystis aeruginosa*, b: *Microsystis* sp., c: *M. flos aquae*,
 d: *Coelosphaerium minutissimum*, e: *C. Naegelianum*, f: *Aphanocapsa delicatissima*,
 h: *Gomphosphaeria aponina*, i: *Rhabdoderma lineare*, j: *Synechocystis salina*

Anexo D: Determinación del potencial de evapotranspiración.

La Evapotranspiración potencial se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$PE_t = \frac{0,021 * H_t * e_t}{T_t + 273} \quad (D 1)$$

H_t = número de horas de luz por día durante el mes que contiene el día t

e_t = presión de vapor de agua para el día t (mbar)

T_t = Temperatura media del aire, el valor promedio de la cuenca (°C)

La presión de vapor de agua se estima de las medias de temperaturas diarias:

$$e_t = 33,8639[(0,00738 * T_t + 0,6072)^8 - 0,000019(1,8 * T_t + 46) + 0,001316]T_t \geq 0 \quad (D 2)$$

Anexo E: Determinación de la escorrentía Superficial

$$Q_{kt} = \frac{(R_t + M_t - 0,2 * DS_{kt})^2}{R_t + M_t + 0,2 * DS_{kt}} \quad (E 1)$$

Q_{kt} = Escorrentía superficial por uso del suelo para el día t (cm)

R_t = Precipitación del día t (cm)

M_t = Derretimiento de nieve en el día t (cm)

DS_{kt} = detección del parámetro para el uso del suelo k en el día t (cm)

Si hay cobertura de nieve la ecuación es:

$$M_t = TC * T_t \quad (E 2)$$

TC = Coeficiente de temperatura para derretimiento de nieve (cm /°C)

T_t = Temperatura media del aire para el día t (°C)

La detención del parámetro DS_{kt} se determina de un número de curva CN_{kt} :

$$DS_{kt} = \frac{2340}{CN_{kt}} - 25,4 \quad (E 3)$$

El número de curva se determina a partir de la función de humedad antecedente Fig. B 1. Las condiciones son 1 (seco), 2 (medio) y 3 (muy húmedo) son $CN1_k$, $CN2_k$ y $CN3_k$ respectivamente.

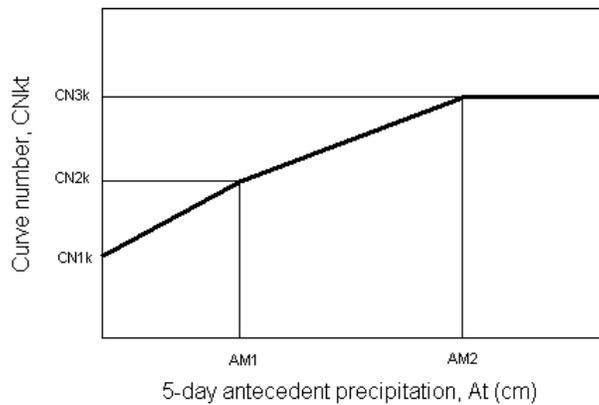


Fig. E 1. Selección de la curva en función de la humedad antecedente.

Los cinco días antecedentes a la precipitación son computados de la siguiente manera:

$$A_t = \sum_{n=t-5}^{t-1} (R_n + M_n) \quad (E 4)$$

Anexo F: Determinación inicial de las condiciones de nitrógeno y fósforo.

Land cover type	Highly porous	Less porous
Wooded areas	1	1
Low-intensity developed	4	3
High-intensity developed	3	2
Hay/pasture	7	5
Row crops	12	9
Turfgrass/golf courses	5	3
Other	2	2

Fig. F 1: Parámetros utilizados para la estimación de la concentración inicial de nitrógeno en las aguas subterráneas (Fuente, Evans y Kenneth, 2006).

Texture	Land status	Cell (soil P) value
Silt loam ²	Ag	780
Silt loam ²	Non-Ag	332
Loam ³	Ag	720
Loam ³	Non-Ag	288
Organic	Ag	1000
Organic	Non-Ag	600
Sandy loam ¹	Ag	660
Sandy loam ¹	Non-Ag	244
Loamy sand	Ag	600
Loamy sand	Non-Ag	200
Sand	Ag	580
Sand	Non-Ag	180
Clay	Ag	900
Clay	Non-Ag	420
Silty clay	Ag	840
Silty clay	Non-Ag	376
Silty clay loam	Ag	840
Silty clay loam	Non-Ag	376
Silt	Ag	780
Silt	Non-Ag	332
Clay loam	Ag	870
Clay loam	Non-Ag	400

Fig. F 2: Parámetros utilizados para la estimación de la concentración inicial de fósforo basado en la textura y tipo de cobertura del suelo (Fuente, Evans y Kenneth, 2006).