

Tesis Doctoral

Evaluación de la calidad de los recursos hídricos superficiales en la Alta Cuenca del Juramento (Salta)

Salusso, María Mónica

2005

Este documento forma parte de la colección de tesis doctorales y de maestría de la Biblioteca Central Dr. Luis Federico Leloir, disponible en digital.bl.fcen.uba.ar. Su utilización debe ser acompañada por la cita bibliográfica con reconocimiento de la fuente.

This document is part of the doctoral theses collection of the Central Library Dr. Luis Federico Leloir, available in digital.bl.fcen.uba.ar. It should be used accompanied by the corresponding citation acknowledging the source.

Cita tipo APA:

Salusso, María Mónica. (2005). Evaluación de la calidad de los recursos hídricos superficiales en la Alta Cuenca del Juramento (Salta). Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.

Cita tipo Chicago:

Salusso, María Mónica. "Evaluación de la calidad de los recursos hídricos superficiales en la Alta Cuenca del Juramento (Salta)". Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. 2005.

EXACTAS UBA

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales



UBA

Universidad de Buenos Aires

**EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE LOS
RECURSOS HÍDRICOS SUPERFICIALES EN LA ALTA
CUENCA DEL JURAMENTO
(SALTA)**

MARIA MÓNICA SALUSSO

DIRECTORA:DRA. NORA I. MAIDANA

UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES

2005

Evaluación de la calidad de los recursos hídricos superficiales en la Alta Cuenca del Juramento (Salta, Argentina)

La Alta Cuenca del Juramento es uno de los sistemas hídricos del noroeste argentino que integran la Cuenca del Río de la Plata. El presente trabajo constituye el primer estudio limnológico integral de los sistemas lóticos y lénticos de la cuenca y proporciona la categorización de las diferentes subcuencas según su grado de afectación ambiental en función de diversos índices ecológicos.

La mayor parte de los ambientes acuáticos presentaron una baja relación N/P característica de los ambientes subtropicales de la región. Las condiciones hidrográficas de los ríos condicionaron la estructura y productividad del fitoplancton, por cuanto existió una relación directa entre los menores niveles de descarga e incrementos de biomasa en el estiaje, en tanto que las perturbaciones durante los períodos de crecidas indujeron una mayor diversidad y equitatividad específicas.

La existencia de cursos fluviales con baja a moderada capacidad ambiental durante el estiaje, determinan que se vean afectados los procesos de autodepuración, siendo generalizada la condición de β a α -mesosaprobiedad.

Existió una gran correspondencia en la composición florística y abundancia de algas de ríos y embalses, y dada la condición regulada del sistema, el manejo del nivel hidrométrico de los reservorios compromete la integridad ecológica de ambos sistemas.

Las actividades puntuales y difusas que se desarrollan en las subcuencas Arias-Arenales y Toro-Rosario contribuyen con mayor proporción de nutrientes y carga orgánica por unidad de superficie por año.

Palabras claves: limnología, ríos, embalses, Alta Cuenca Juramento (Salta, Argentina), cargas de nutrientes y sedimentos, fitoplancton.

Evaluation of the quality of superficial water resources for the High Basin of Juramento (Salta, Argentina)

The High Basin of Juramento is one of the water systems of the North-West of Argentina that it is part of the Plata River Basin. This paper is the first integral limnological study of lentic and lotic systems in the basin. It proposes a categorization of the different sub-basins according with the degree of environmental affectation considering several ecological indexes.

The majority of the aquatic environments showed a low N/P relationship, that it is characteristics of subtropical environment of the region. The hydrographic conditions of the rivers affected the phytoplankton structure and productivity. It was the result of a direct relation between the lower level of unloading and the increase of the biomass during the low level water, meanwhile the perturbations during the flooding periods induce to a high diversity and specific evenness.

The auto-purification process were affected by the existence of fluvial courses with low to moderate environmental capacity during the low level water. The β to α -mesosaprophytic condition was generalizable.

The floristic composition and the algae abundance of the rivers and dams showed a great correspondence. Considering that this system is regulated, the management of the hydrometric level of the reservoirs can to compromise the ecological integrity of both systems.

The punctual and diffuse activities that are developed in the Arias-Arenales and Toro-Rosario sub-basins contribute with a great proportion of the organic load and nutrients by surface unit by year.

Keywords: limnology, rivers, dams, High Basin of Juramento, Salta (Argentina), nutrient and sediment loads, phytoplankton

CONTENIDO

I°).- GENERALIDADES	
1.- INTRODUCCIÓN	1
2.- HIPÓTESIS	5
3.- OBJETIVOS	5
4.- AREA DE ESTUDIO Y METODOLOGÍA	6
5.- HIDROGRAFÍA DE LA ALTA CUENCA DEL JURAMENTO	14
6.- ASPECTOS CLIMÁTICOS	15
7.- RÉGIMEN HIDROLÓGICO DE LOS CURSOS SUPERFICIALES	19
8.- OFERTA HÍDRICA DE LA CUENCA	22
9.- GEOLOGÍA DE LA ALTA CUENCA DEL JURAMENTO	23
10.- BIOMAS REPRESENTADOS EN LA A.C.J.	24
11.- SUELOS DE LA A.C.J.	25
12.- USOS DE LA TIERRA EN LA A.C.J.	28
II°) RESULTADOS Y DISCUSIÓN	
A.) AMBIENTES LÓTICOS	
1.- VARIABLES FISICOQUÍMICAS EN LOS CURSOS LÓTICOS	31
1.1.- COMPARACIÓN POR SUBCUENCAS	31
1.2.- VARIABLES FISICOQUÍMICAS EN EL CICLO HIDROLÓGICO	42
1.3.- VARIABLES TRÓFICAS EN EL CICLO HIDROLÓGICO	44
2.- SEDIMENTOS FLUVIALES	47
2.1.- COMPOSICIÓN GRANULOMÉTRICA DE SEDIMENTOS	47
2.2.- MINERALOGÍA DE LOS SEDIMENTOS	48
2.3.- COMPOSICIÓN QUÍMICA DE LOS SEDIMENTOS	49
3.- ANÁLISIS MULTIVARIADO DE VARIABLES FISICOQUÍMICAS	53
4.- INDICES DE CALIDAD FISICOQUÍMICA DEL AGUA	57
4.1.- INDICES FISICOQUÍMICOS DE SAPROBIEDAD	57
4.2.- INDICES DE CALIDAD DEL AGUA (ICA)	58
4.3.- INDICES DE CONTAMINACIÓN	64
4.4.- COEFICIENTE DE REOXIGENACIÓN Y DISTANCIA DE MEZCLA	66
5.- CARGA DE SÓLIDOS Y NUTRIENTES EN LOS CURSOS LÓTICOS	67
6.- COMUNIDADES ALGALES EN LOS CURSOS LÓTICOS	69
6.1.- ATRIBUTOS ECOLÓGICOS EN LAS SUBCUENCAS	69
6.2.- ESTRUCTURA EN EL CICLO HIDROLÓGICO	75
6.3.- COMPARACIÓN ENTRE SUBCUENCAS EN EL ESIAJE	77
6.4.- COMPARACIÓN ENTRE ESTACIONES CLIMÁTICAS	78
6.5.- COMPOSICIÓN DE LAS BIOCENOSIS ALGALES	78

6.5.1.- COMPOSICIÓN POR SUBCUENCAS	79
6.5.2- DISTRIBUCIÓN EN EL CICLO HIDROLÓGICO	82
6.6.- VARIACIÓN DE GRUPOS TAXONÓMICOS EN EL AÑO	87
6.7.- ANÁLISIS MULTIVARIADO DE COMUNIDADES ALGALES	88
6.8.- RELACIÓN DEL FITOPLANCTON CON LAS VARIABLES FÍSICOQUÍMICAS	93
6.9.- INDICES DE SAPROBIEDAD EN LOS CURSOS LÓTICOS	95
6.9.1.- COMPARACIÓN DE INDICES DE SAPROBIEDAD	97
B) AMBIENTES LÉNTICOS	
B.1.)- EMBALSE GENERAL MANUEL BELGRANO O CABRA CORRAL	
1.1.- CARACTERÍSTICAS GENERALES	102
1.2.- COMPOSICIÓN IÓNICA DEL AGUA	103
2.- VARIABLES FÍSICOQUÍMICAS	104
2.1.- COMPARACIÓN DE SITIOS DE MUESTREO	105
2.2.- COMPARACIÓN DE PERÍODOS DEL CICLO HIDROLÓGICO	107
2.3.- COMPARACIÓN DE ESTACIONES CLIMÁTICAS	109
2.4.- RELACIÓN N/P	115
3.- ESTADO TRÓFICO DEL EMBALSE	117
4.- ATRIBUTOS ECOLÓGICOS DEL FITOPLANCTON	120
5.- VARIACIÓN INTERANUAL DE VARIABLES LIMNOLÓGICAS	124
6.- COMPOSICIÓN DE LAS COMUNIDADES DEL FITOPLANCTON	131
7.- CARGA DE SEDIMENTOS Y NUTRIENTES EN EL CABRA CORRAL	136
8.-CARGAS DE NUTRIENTES Y MATERIA ORGÁNICA POR SUBCUENCAS	141
B.2.)- EMBALSE EL TUNAL	
1. - PRINCIPALES PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS DEL AGUA	147
2.- COMPOSICIÓN DE LA FICOFLOA	151
3.- COMPARACIÓN DE ÍNDICES BIÓTICOS EN AMBOS EMBALSES	157
4.- FITOPLANCTON Y RELACIÓN CON VARIABLES FÍSICOQUÍMICAS	161
C).- MICROBIOLOGÍA DE LOS AMBIENTES LÓTICOS Y LÉNTICOS	
1.- COMPARACIÓN DE AMBIENTES LÓTICOS POR SUBCUENCAS	165
2.- ÍNDICE DE CALIDAD MICROBIOLÓGICA DEL AGUA	167
3.- CONDICIÓN MICROBIOLÓGICA DE LOS EMBALSES	169
IV°).- CONCLUSIONES	181
V°).- BIBLIOGRAFÍA DE REFERENCIA	184
VI°).- ANEXOS	194

1. INTRODUCCIÓN

La calidad del agua está determinada por un conjunto de variables físicas, químicas y biológicas que permiten definir en términos cuantitativos su condición en función de los usos específicos del recurso, según valores guía emanados de organismos competentes. La contaminación o polución es cualquier modificación que cause indirecta o directamente un cambio en la calidad del recurso por acción humana (EPA, 1976, Schäffer, 1984).

Se ha definido la calidad del ambiente acuático como: a) el conjunto de concentraciones, especiaciones y particiones físicas de sustancias inorgánicas y orgánicas, b) la composición y estado de la biota acuática en el cuerpo de agua y c) la descripción de las variaciones temporales y espaciales debidas tanto a factores internos como externos del cuerpo de agua (Global Environmental Monitoring Systems, 1993). En la práctica, suele ser definida en función de los diferentes usos a los que está sometida (I° agua para consumo humano con tratamiento convencional, II° agua para actividades recreativas con contacto directo, III° agua para actividades agropecuarias y IV° de protección de la vida acuática, flora y fauna).

La calidad del agua está fuertemente influenciada por condiciones y eventos que ocurren en el área de la cuenca, tales como el tipo de suelo dominante, los usos de la tierra y las prácticas agrícolas, entre otros (Chapman & Kimstach, 1996). A escala planetaria, la salud de los ecosistemas de agua dulce han mostrado una declinación del 50% entre 1975 y 1995 (Loth *et al.*, 1998), siendo las principales amenazas los disturbios ocasionados por prácticas inadecuadas de usos de la tierra y la alteración de los flujos hidrológicos naturales (Saunders *et al.*, 2002). El mantenimiento de la calidad del agua y la preservación de sus usos, requiere del conocimiento de su variabilidad temporal y espacial para poder caracterizar la situación ambiental reinante y su posible evolución.

Las características de los sistemas acuáticos reflejan no sólo el impacto de la polución a escala local y regional, sino también el cambio global del ambiente, además de ser uno de los imperativos del desarrollo sustentable (Meybeck *et al.*, 1996). La condición del recurso hídrico está estrechamente vinculada tanto a su uso como al estado de desarrollo económico de la región donde se sitúa el recurso. En América Latina, el rápido crecimiento de la población urbana ha sobrepasado la habilidad de los gobiernos para expandir la infraestructura relacionada con el tratamiento y consumo del agua. Después de la Segunda Guerra Mundial, la calidad del agua ha sido fuertemente afectada a nivel mundial por los productos químicos de la industria y la agricultura. Los diversos problemas tales como la eutroficación por desechos urbanos y agrícolas; la nitrificación del agua subterránea por las prácticas agrícolas y recientemente la acidificación por polución del aire son fenómenos amenazadores para la vida acuática, con la dificultad de que en los países en desarrollo la mayoría de los problemas se dan en forma simultánea (Fraser *et al.*, 1995).

Muchos impactos ambientales son fácilmente reconocibles y la forma de mitigarlos resulta relativamente clara, como es el caso de la contaminación puntual y directa. Pero hay impactos difusos, de muy difícil detección o cuantificación, tales como los procesos erosivos con pérdida de productividad, generación y transporte de sedimentos con aumento de soliviantación de presas y riesgos de inundación aguas abajo, o la acumulación de tóxicos en ciertas partes del sistema, que afectan decididamente los sistemas biológicos existentes, produciendo cambios sustantivos en la flora y fauna.

La regulación de la calidad del recurso superficial debe estar orientada, más que a la observación de los valores guía emanados de organismos competentes, a criterios de calidad que acentúen la importancia de la conservación de los sistemas acuáticos: la protección de los organismos y habitats y la salvaguardia de los servicios que ofrecen los sistemas naturales (agua potable y reciclado de nutrientes, entre otros). La preservación (y/o restauración) de la cuenca requiere como estrategia inicial, focalizarse en establecer el grado actual de integridad ecológica del recurso hídrico.

El marco conceptual con el que debe evaluarse la calidad de las aguas superficiales, se asienta en el principio general de “integridad biológica” del ecosistema o también llamada “salud del ecosistema”, aunque ambos conceptos difieren entre sí (Scrimgeour & Wicklum, 1996). El concepto de sanidad del ecosistema enfatiza aquellos atributos del mismo que son valorados por la sociedad (Meyer, 1997) y por lo tanto su alcance puede ser mucho más restringido que el de “integridad ecológica” por lo cual dicho enfoque sólo se considerará al cotejar las variables en relación a los usos principales del recurso.

Se define la integridad biológica como la capacidad del sistema acuático de soportar y mantener un sistema biológico balanceado, adaptativo e integrado, que pueda tener todo el rango de elementos y procesos esperados en el habitat natural de la región (Karr, 1995). O sea que las comunidades de organismos presentarán una composición de especies, diversidad y organización funcional comparable a la de los habitats naturales de la región (Karr & Dudley, 1981).

Los ecosistemas han sido vistos a menudo como sostenibles, noción que presupone su naturaleza saludable, que les permite hacer frente a cualquier disturbio. En realidad, los ecosistemas cambian con el tiempo, aún en ausencia de disturbios mayores naturales o antropogénicos, dado que ellos usualmente no están en equilibrio con el ambiente natural (Holling, 1992).

Los criterios para evaluar la integridad biológica comprenden una variedad de posibles atributos que, en el caso de monitoreos de largo tiempo, incluyen riqueza de especies, diversidad, taxones indicadores, biomasa y mediciones de procesos ecológicos, pudiendo amalgamarse los resultados en un único índice ambiental (Pykh *et al.*, 1999).

Los productores primarios afectan la calidad del agua por ser la fuente principal de oxígeno y por participar en los procesos bioquímicos de depuración. Por otra parte, también son un indicador indirecto de la salud de todo el ecosistema (Geider & Osborne, 1992), y desempeñan un importante papel en la organización de las comunidades, por ser un nexo de transferencia de energía y materia en las cadenas alimentarias. Cualquier alteración en su estructura y dinámica es relevante no sólo para la propia comunidad sino también para el metabolismo de todo el ecosistema.

Holling (1973) caracterizó la estabilidad como la persistencia de un sistema cerca o próximo a un estado de equilibrio. De acuerdo con la teoría del equilibrio, la diversidad de organismos vivos puede surgir como resultado de la especialización y diversificación resultantes de la competencia pasada o actual. Una explicación alternativa, es que en realidad no habría ninguna competencia y los organismos desarrollarían estrategias separadas para utilizar diferentes recursos de un ambiente multivariado.

La inestabilidad ambiental y los cambios temporales y espaciales determinan cambios en la estructura y composición de las comunidades fitoplanctónicas. De acuerdo con Connel (1977), los valores de diversidad son generalmente altos cuando los disturbios muestran frecuencias intermedias (Hipótesis del Disturbio Intermedio: HDI). Los

ambientes estables favorecen la dominancia de un pequeño número de especies porque la exclusión competitiva tiene lugar relativamente rápido y, en cambio, ambientes constantemente perturbados sostienen a las comunidades en los estados sucesionales iniciales, donde la riqueza y diversidad de especies son bajas (Sommer, 1993). A los efectos prácticos, cuando 1 a 3 especies del fitoplancton contribuyen con más del 80% de la biomasa total y su coexistencia persiste por largo tiempo y durante dicho período la biomasa total no incrementa significativamente, dicha fase puede ser considerada de equilibrio (Sommer *et al.*, 1983)

En los sistemas acuáticos, los disturbios son, por ejemplo, cambios en los niveles de polución, ruptura de la estabilidad termal o modificación de la presión de predación, pudiendo todos ellos afectar las condiciones de equilibrio entre las especies y, por ende, la diversidad local de las comunidades. En general, dado el gran número de especies que caracterizan al fitoplancton, la comparación de comunidades se realiza en función del uso de índices que expresan la estructura de la comunidad.

El índice de diversidad es una medida de la estabilidad de la comunidad y de su resistencia a los disturbios (Figueredo & Giani, 2001) y también puede ser considerado como un atributo del progreso sucesional (Reynolds, 1988).

La situación de equilibrio o estado estacionario es interrumpida como consecuencia de los grandes eventos hidrológicos. En otras palabras, la diversidad y periodicidad de las especies dominantes puede ser explicada por disturbios frecuentes alogénicos, tal como postula la HDI.

Los índices de diversidad permiten demostrar la ocurrencia de los períodos en los que sobreviene la inestabilidad del sistema, dado que aumentan por efecto de la convivencia de un mayor número y cantidad de especies .

En climas áridos y semiáridos subtropicales, las oscilaciones climáticas cíclicas gobiernan las modificaciones periódicas de la diversidad fitoplanctónica, donde períodos de alta diversidad son seguidos de otros que presentan alta dominancia de pocas especies (Margalef, 1994). En los reservorios subtropicales, a pesar de que las oscilaciones en la radiación total y en la temperatura del agua no son tan altas comparadas con las regiones templadas, las comunidades presentan patrones diferenciales especialmente relacionados con las precipitaciones, las que inducen modificaciones en las características físicas y químicas del agua (Costa & Silva, 1995; Salusso, 1998). El inicio del período seco puede ocasionar, al igual que el período de mezcla, un incremento de los valores de diversidad y, en general como lo señalara Reynolds (1996), la variabilidad física del ambiente puede producir un cambio de la comunidad hacia los estados sucesionales tempranos, con altos valores de diversidad, cuando la inestabilidad física de la superficie del agua durante la estación lluviosa induce rápidos cambios en la dominancia de las especies.

Al final de la estación seca cuando la estabilidad en la columna de agua es más evidente, se suelen observar los mayores valores de biomasa y de número de células (Sommer, 1993; Figueredo & Giani, 2001); en este período los valores de diversidad son bajos.

La regulación de los cursos por represas induce mayores discontinuidades en los gradientes de recursos y en los patrones de zonación a lo largo de la dimensión longitudinal (Ward & Stanford, 1995). Los patrones de biodiversidad a lo largo de los ríos regulados se caracterizan por la mayor declinación en los sitios situados inmediatamente después de las presas, seguidos por incrementos relativamente rápidos en concomitancia con la recuperación de las condiciones ambientales. La regulación del flujo altera virtualmente todas las variables ambientales aguas abajo, e interrumpe las interacciones a lo largo de otras dimensiones espaciotemporales y, los efectos o indirectos del flujo

modificado son fundamentales en estructurar las comunidades bióticas (Ward, 1982; Petts, 1984; Walker, 1985; Dudgeon, 1992).

Una cuenca hidrográfica es un espacio ambiental delimitado topográficamente por las divisorias de aguas, donde interactúan los componentes biofísico, económico-social y legal-institucional, que producen una conjunción única de resultantes que deben ser analizadas en forma global (Bücher *et al.*, 1997)

La Provincia de Salta abarca la mayor parte activa de la Alta Cuenca del Juramento y contribuye a conformar más del 60% de los caudales de la sucesión hidrológica del sistema Pasaje-Juramento-Salado, que desemboca al sistema del Plata. El predominio de los climas áridos a semiáridos en la cuenca, determinan la relevancia de la explotación del recurso hídrico, dado que los períodos de sequía resienten la calidad y disponibilidad del agua superficial en el ciclo hidrológico (Salusso, 1998).

Los estudios de relevamiento y cuantificación de la condición actual del recurso y del efecto que ejercen las actividades antrópicas contaminantes a nivel de la Alta Cuenca son fragmentarios y requieren de una sistematización, complementación e integración que permitan identificar los problemas básicos existentes, compatibilizar metodologías y procedimientos para dar continuidad al proceso de gestión integrada de los recursos hídricos con visión de cuenca.

Los ríos de la cuenca, atraviesan en su trayecto por la provincia de Salta los valles de Lerma y de Metán, regiones de creciente densidad poblacional, actividad agrícola-ganadera e industrial, y los valles calchaqués, los que por su naturaleza orográfico-climática también son susceptibles al rápido deterioro de los recursos hídricos (Salusso *et al.*, 2001).

La Alta Cuenca del Juramento presenta un deterioro creciente debido al incremento de las actividades antrópicas y a la alta tasa de crecimiento poblacional, que ocasionan la aceleración de la eutrofización de los embalses Cabra Corral y El Tunal; al flujo de contaminantes puntuales y difusos que aportan nutrientes, oligoelementos y sedimentos a ambos cuerpos lénticos; a la contaminación con boro, nitratos y cloruros de los acuíferos del valle de Lerma, a la salinización de las tierras productivas como consecuencia de inadecuadas prácticas de riego, al incremento de vertidos líquidos y sólidos procedentes de los aglomerados urbanos, y a la aceleración de la erosión hídrica en la parte activa de la cuenca (Bundschuh *et al.* 1992; Baudino *et al.* 1993, Baudino 1997; Lomniczi *et al.* 1998; Salusso 1998; Salusso *et al.*, 1997; 2000, 2001, entre otros).

Este trabajo constituye una contribución al conocimiento de los sistemas acuáticos subtropicales del noroeste argentino, que al presente han sido escasos, y se circunscribieron a las cuencas del Salí-Dulce (Tracanna *et al.*, 1996, 1997, 1999, Mirande *et al.*, 2000) y del Bermejo (Moraña, 1998; Moraña 2005).

El estudio limnológico intensivo de la cuenca, permitirá la categorización de sus diversos ambientes lóticos y lénticos de acuerdo a sus usos actuales y como reservas de uso potencial no definido. El propósito principal del estudio será establecer el grado actual de integridad ecológica del recurso hídrico, definir las áreas de riesgo, y facilitar las acciones indispensables para el manejo sustentable del mismo. La información básica obtenida permitirá constituir una red de monitoreo, implementar sistemas de alerta temprana, y la gestión de un uso sostenible del recurso. La investigación se centrará en la determinación del comportamiento de los parámetros limnológicos, sus interrelaciones y variación en el ciclo hidrológico.

2. HIPÓTESIS

El ciclo hidrológico regula la estructura y composición del fitoplancton en la Alta Cuenca del Juramento: en los períodos de máximo estiaje (finales de octubre a noviembre) se produce la mayor biomasa y la menor diversidad específica, en tanto que el incremento de las fluctuaciones hidrológicas que sobreviene con las precipitaciones induce el aumento de la riqueza y diversidad específicas, con una reducción de la biomasa algal.

Al ser la Alta Cuenca un sistema subtropical semiárido regulado por la existencia de presas, la biodiversidad presenta discontinuidades en el gradiente longitudinal del recurso, y se caracteriza por la mayor declinación en los sitios situados inmediatamente después de las presas y por una tendencia a la homogeneización de la estructura y composición de las comunidades fitoplanctónicas en los sistemas lóticos y lénticos.

3. OBJETIVO GENERAL

Evaluar el estado actual de calidad de los recursos hídricos superficiales en la Alta Cuenca del Juramento (Provincia de Salta)

Objetivos Particulares

- ❖ Cuantificar las principales variables fisicoquímicas de calidad del agua en los ambientes acuáticos que conforman las diversas subcuencas de la A.C.J.
- ❖ Caracterizar la biomasa y organización estructural del fitoplancton en los ambientes lóticos y lénticos de la cuenca, y las modificaciones cíclicas de los ensambles de especies en las diferentes condiciones hidrológicas y su vinculación a las restantes variables limnológicas.
- ❖ Evaluar la integridad ecológica del recurso hídrico en función de índices de calidad del agua (ICA) que establezcan por subcuencas, el nivel de deterioro.
- ❖ Determinar las cargas de nutrientes en ambas fases del ciclo hidrológico en los principales cuerpos de agua de la Alta Cuenca del Juramento.
- ❖ Delimitar las proporciones de nutrientes que sustentan concentraciones significativas de biomasa algal en los distintos cuerpos de agua durante ambos períodos del ciclo hidrológico
- ❖ Establecer las similitudes y diferencias ecológicas entre las diversas unidades ambientales (subcuencas) en función de las variables limnológicas consideradas.
- ❖ Categorizar las subcuencas según su grado de afectación ambiental e identificar las zonas sensibles y/o críticas.

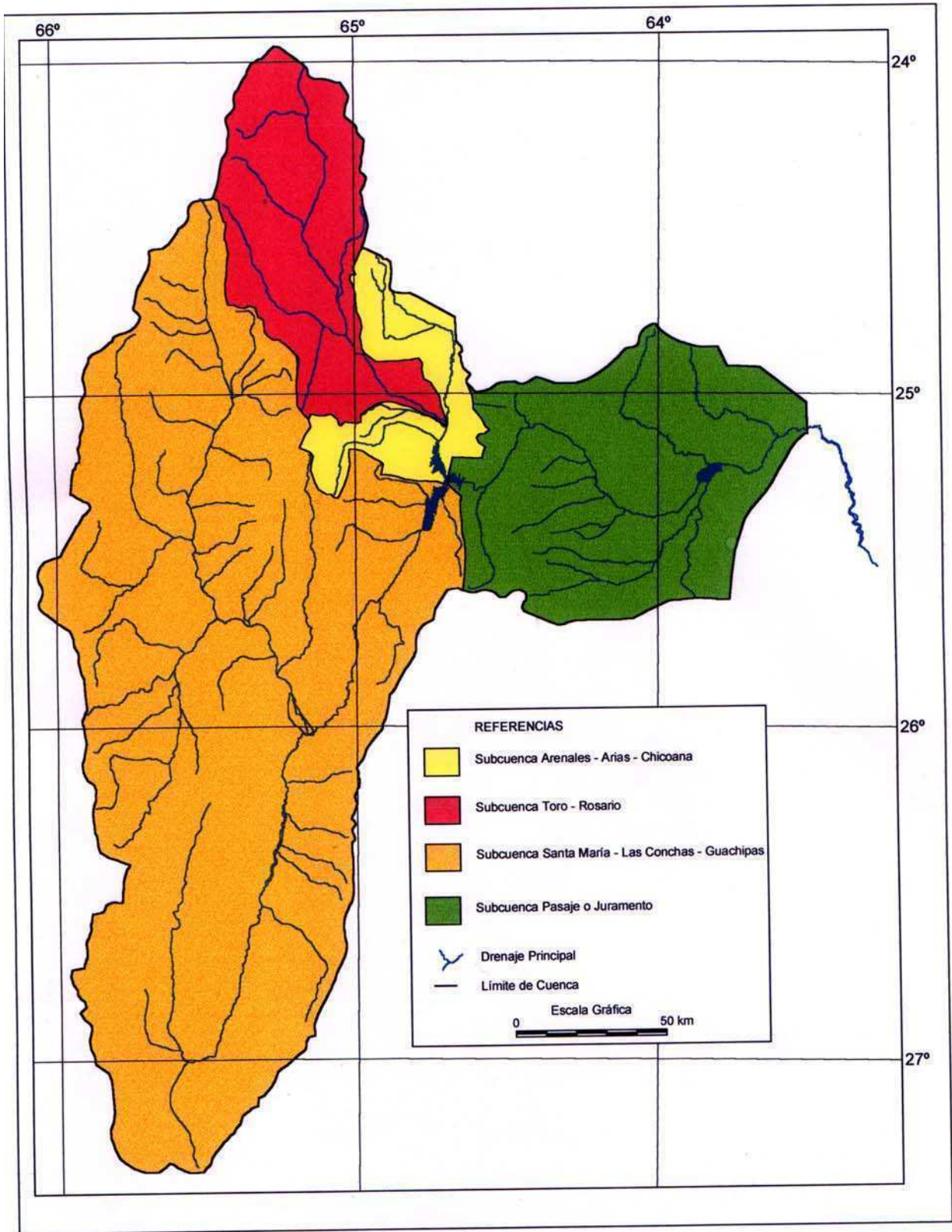
4. AREA DE ESTUDIO Y METODOLOGÍA

La Alta Cuenca del Juramento está situada en la región noroeste de la Argentina, entre los 23° 57' – 27° 59' S y 64° 12' – 66° 45' longitud Oeste; y entre las coordenadas comprendidas entre los 7.351.837 y 3.493.395 metros de Gauss-77. Presenta una longitud máxima de 376 km en el sentido N-S y un ancho máximo de 262 km en el sentido O – E en la parte central de la cuenca (mapa 1).

La cuenca es parte integrante del Sistema del Salado, que representa después de la cuenca del río Bermejo y del Salí-Dulce la tercera en importancia del noroeste argentino (Pontussi, 1995). El río Salado del norte se desarrolla en una superficie de 247.000 km², desde sus nacientes en el NO del país hasta su desembocadura en el río Paraná a la altura de la ciudad de Santa Fe y puede dividirse en tres partes: la cuenca superior o de aportes, que llega hasta el Zanjón de Ceibalito (Matorras) en la Provincia de Salta; la cuenca media en la región chaqueña de Santiago del Estero y por último la cuenca baja en la provincia de Santa FE (CFI, 1962).

La Alta Cuenca del Juramento comprende una superficie de 40.821 km², e incluye una gran extensión de la provincia de Salta (departamentos Capital, Cerrillos, Chicoana, Rosario de Lerma, La Viña, Guachipas, Metán, General Güemes, Rosario de la Frontera, Anta, La Poma, San Carlos, Cafayate, Molinos y Cachi) y sectores de la provincia de Tucumán (departamento Tafí del Valle) y Catamarca (departamentos Santa María, Antofagasta de la Sierra, Belén y Andalgalá).

La fisiografía de la cuenca presenta una marcada asimetría ya que al occidente está enmarcada por elevaciones que superan los 4000 msnm, con cumbres de hasta 6700 msnm, mientras que en su límite oriental posee en general, altitudes inferiores a los 2000 metros que, incluso en el límite oriental donde se emplaza la región chaqueña, desciende a altitudes de 400 m.s.n.m.



Mapa 1: Subcuenclas incluidas en la Alta Cuenca del Río Juramento (Provincia de Salta)

4.1. SUBCUENCAS COMPRENDIDAS EN LA ALTA CUENCA DEL JURAMENTO

La Alta Cuenca del Juramento puede ser subdividida, a los efectos del presente estudio, en cuatro subcuencas principales:

CUENCA SUPERIOR DEL RÍO JURAMENTO (40.820 km ²)	
SUBCUENCA I° SANTA MARÍA- LAS CONCHAS- GUACHIPAS (CH)	Area de la Subcuenca 25.749 km ² [63,08%]
SUBCUENCA II° TORO – ROSARIO (TR)	Area de la Subcuenca 4.790 km ² [11,73 %]
SUBCUENCA III° ARENALES-ARIAS-CHICOANA (AA)	Area de la Subcuenca 2.196 km ² [5,38%]
SUBCUENCA IV° PASAJE – JURAMENTO (PJ)	Area de la Subcuenca 8.085 Km ² [19,81 %]

La subdivisión en áreas superficiales tan disímiles se ha efectuado en forma arbitraria a los efectos de facilitar la interpretación del funcionamiento de ambientes que no presentan equitatividad en sus aportes ya que las Subcuencas del norte (Arias-Arenales, Toro-Rosario), no obstante abarcar sólo el 20% de la superficie de la cuenca, contribuyen con el 60% del caudal al Juramento, y la Subcuenca del Santa María-Las Conchas-Guachipas, que abarca una superficie del 70%, sólo aporta el 30% del caudal y presenta una situación ambiental diferente, con características de semiáridas a áridas. En tanto el río Juramento propiamente dicho, en sus nacientes aguas abajo del dique Cabra Corral, está sujeto a caudales regulados y contribuye con el 10% del caudal total de la cuenca. Se ha formado por la contribución de las subcuencas anteriores, en particular de la II° y III°, las que además requieren de un tratamiento por separado a pesar de su corta extensión en virtud de ser las subcuencas de mayor densidad poblacional y, por ende, estar sujetas al mayor impacto de vertidos polucionantes de todo el sistema en estudio.

4.2. SITIOS Y FRECUENCIAS DE MUESTREOS

Se realizaron muestreos en dos etapas. **Etapla 1°:** se establecieron un total de 20 estaciones de muestreo distribuidas a lo largo de la Alta Cuenca, según el siguiente detalle de nombres de los lugares y su ubicación (mapa 2).

Sitios de muestreo

Ambientes Lénticos

Embalse Cabra Corral brazo del Arenales
Embalse Cabra Corral brazo del Guachipas
Embalse Cabra Corral Presa
Embalse El Tunal entrada del río Juramento
Embalse El Tunal Presa

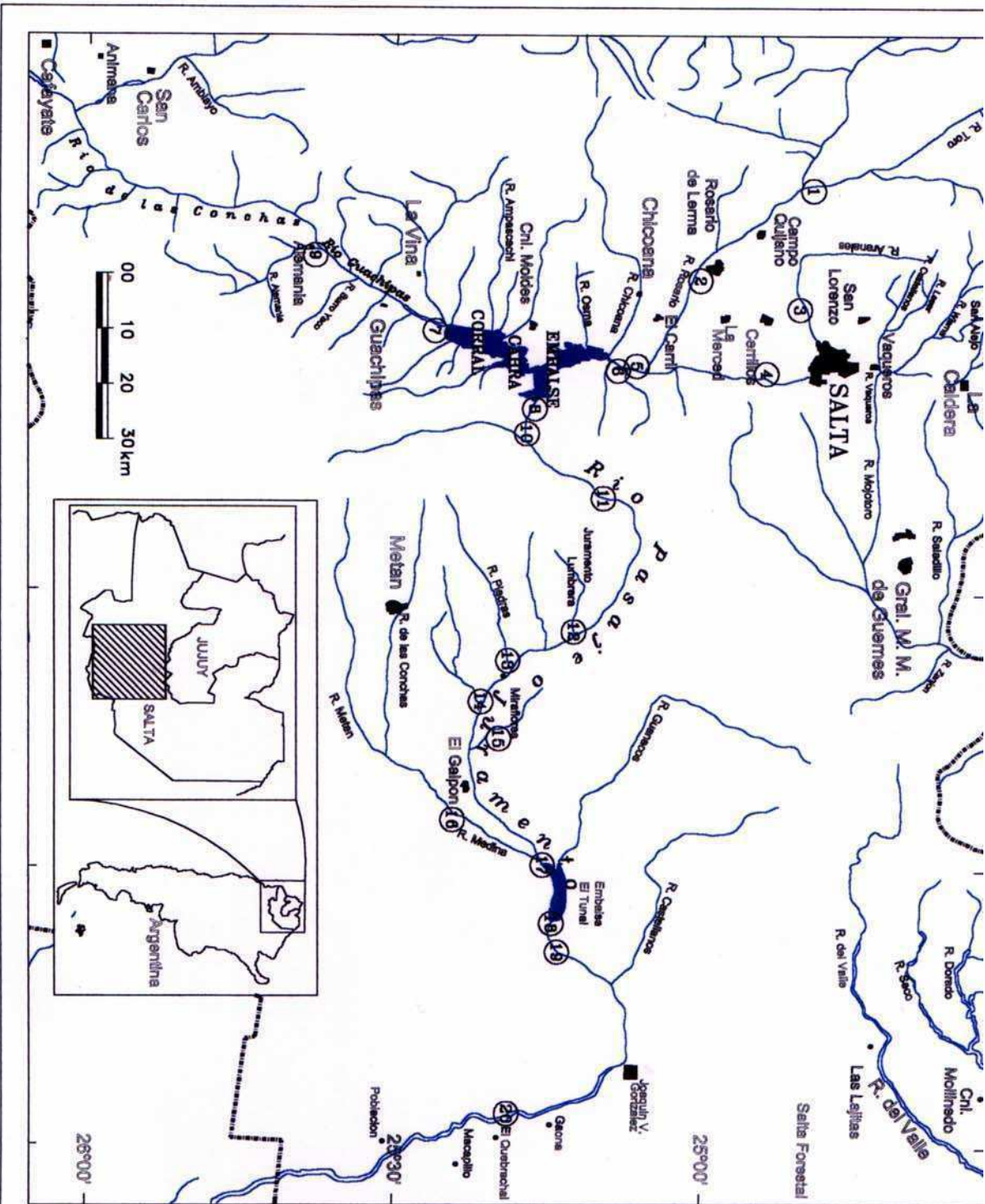
Ambientes Lóticos

Río Arias Santa Lucía (Salta Capital)
Río Arenales Paso Sarmiento (Salta Capital)
Río Arenales Las Garzas (departamento Chicoana)
Río Toro Ruta Nacional 51 (departamento Rosario de Lerma)
Río Rosario Ruta Nacional 68 (departamento Rosario de Lerma)
Río Guachipas en Alemania Ruta Nacional 68 (departamento Guachipas)
Río Pasaje en Peñas Blancas a la salida del embalse Cabra Corral
Río Juramento Ruta Nacional 9 – Banderas (departamento Metán)
Río Juramento en Lumbreras Ruta Provincial 5 (departamento Metán)
Río Juramento en Miraflores Ruta Nacional 16
Río Piedras Ruta Nacional 9
Río Blanco Ruta Nacional 9
Río Medina Ruta Nacional 16
Río Juramento en el puente El Tunal Ruta Nacional 16
Río Juramento El Quebrachal Ruta Nacional 16

El período de muestreo se extendió desde noviembre de 1997 a diciembre de 1999, cuantificándose las principales variables fisicoquímicas y biológicas (análisis cuali-cuantitativo del fitoplancton) con una frecuencia mensual en los cursos lóticos. En los reservorios, la frecuencia fue estacional (febrero, mayo y noviembre de cada año) en el período comprendido entre 1998-2004. La frecuencia de muestreo de los embalses estuvo supeditada al convenio establecido entre la Universidad Nacional de Salta y la prestataria Hidroeléctrica Río Juramento.

Las variables limnológicas de los ambientes lénticos fueron comparadas con datos correspondientes al período 1985-86 provistos por la Dirección de Saneamiento Ambiental de la Provincia de Salta. Los embalses fueron muestreados en 22 fechas durante el período comprendido entre fines de 1997 y fines de 2004, en los meses de febrero, mayo y octubre de cada año. El embalse Cabra Corral en tres sitios: el ingreso de los ríos Arias-Arenales y Guachipas y la presa. El embalse El Tunal en el ingreso del río Juramento al dique y en la presa propiamente dicha. Las muestras fueron extraídas a la profundidad del disco de Secchi. Los muestreos se realizaron en el marco del Convenio Universidad Nacional Salta-Hidroeléctrica Río Juramento.

Etapas 2º: comprendió un total de 30 sitios ubicados en las distintas subcuencas, que fueron muestreados en los meses de octubre a noviembre de 2000, cuantificándose los principales parámetros limnológicos. La ubicación y nombres de los sitios de muestreo se detallan en el mapa adjunto (mapa 3).



Referencias

- 1 Río Toro, Ruta Nacional 51
- 2 Río Rosario Ruta 68
- 3 Río Arias Santa Lucía
- 4 Río Aranales Paso Sarmiento
- 5 Río Arias-Aranales Las Garzas
- 6 Dique Cabra Corral entrada del Arise-Ari
- 7 Dique Cabra Corral entrada del Guachipa
- 8 Dique Cabra Corral Presa
- 9 Río Guachipas Alameria
- 10 Río Peseje Peñas Blancas
- 11 Río Juramento Ruta 9
- 12 Río Juramento Lumberras Ruta Provincial
- 13 Río Piedras Ruta 9
- 14 Río Blanco Ruta 9
- 15 Río Juramento Miraflores
- 16 Río Medina Ruta Nacional 16
- 17 Dique El Tunal entrada del Juramento
- 18 Dique El Tunal Presa
- 19 Río Juramento Puente El Tunal Ruta Na
- 20 Río Juramento El Quebrachal Ruta Naci

Mapa 2: Ubicación de estaciones de muestreo (1ª Etapa) provincia Salta.

4.3. METODOLOGÍAS DE ESTUDIO

1º . - VARIABLES DE CALIDAD DEL AGUA

Se cuantificaron los siguientes parámetros:

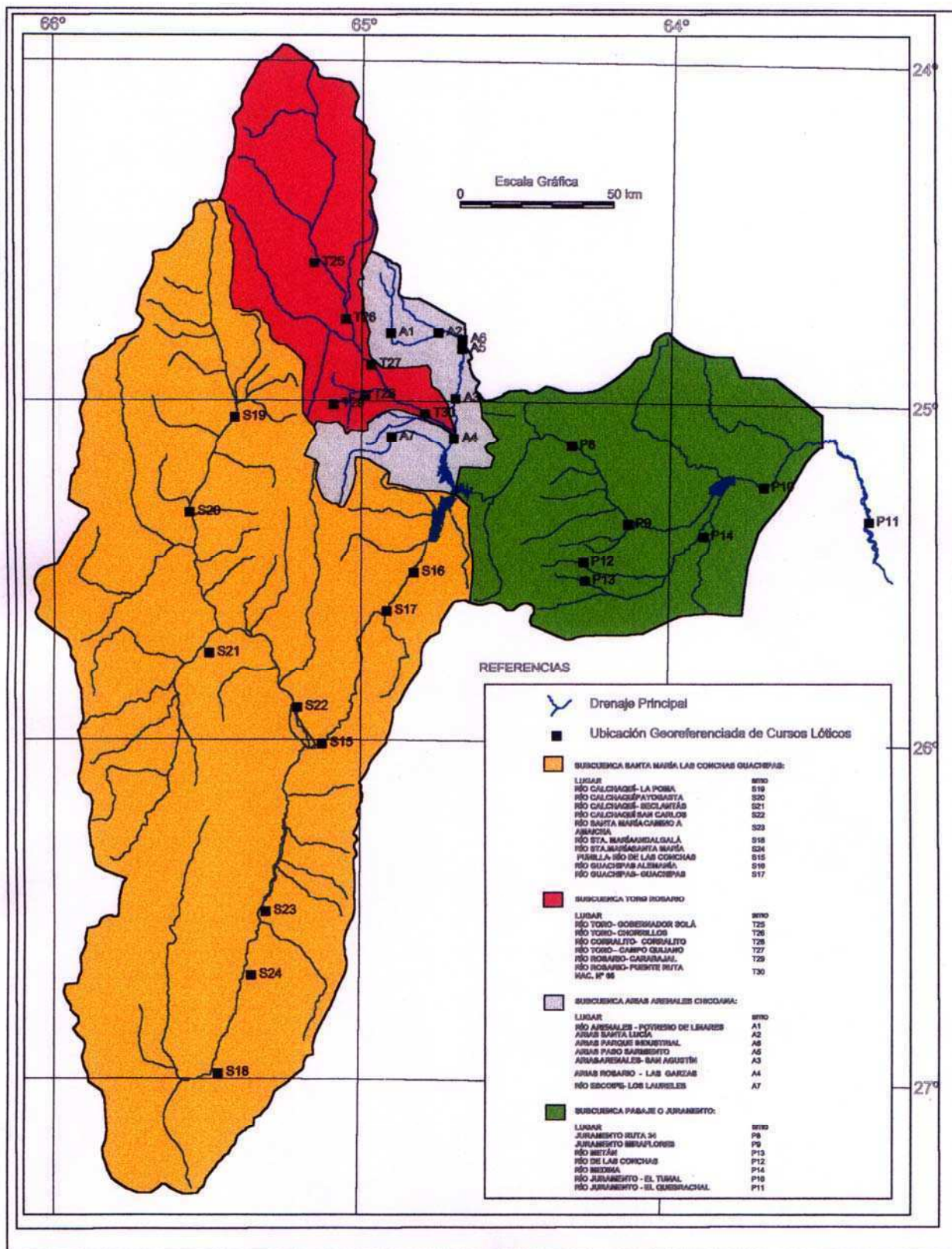
- a. **Parámetros Físicoquímicos e hidrológicos básicos:** caudal ($\text{m}^3 \cdot \text{seg}^{-1}$), temperatura ($^{\circ}\text{C}$), pH, conductividad eléctrica ($\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$), residuo sólido a 103°C , sólidos totales suspendidos (STS en $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), sólidos totales disueltos (STD en $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), turbidez (NTU), color verdadero (en unidades Pt-Co), alcalinidad total (en $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$), dureza total (en $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$), sulfatos, cloruros, potasio, calcio, magnesio, sílice reactiva y fluoruros (expresados en $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$). Nutrientes representados por las formas solubles de nitrógeno: nitratos, amonio, nitritos, fosfatos y PT (expresados en mg/L), según metodología de la APHA (1992). El NT se determinó mediante microtécnica del test N' Tube Hach con digestión húmeda.
- b. **Parámetros Bioquímicos:** se cuantificó *in situ* el oxígeno disuelto ($\text{mg O}_2/\text{L}$) mediante oxímetro portátil, la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) y la demanda química de oxígeno (DQO), expresadas en mgO_2/L , mediante empleo de técnicas normalizadas (APHA, 1992).
- c. **Fitoplancton:** las muestras para el análisis de pigmentos fotosintéticos fueron tomadas en bidones oscuros de plástico. En laboratorio se estimó la concentración de clorofila a ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$) según técnica espectrofotométrica monocromática de Scor-Unesco (1966) modificada (Cabrera Silva, 1984).
- d. Cuantificación del fitoplancton: de cada sitio se colectaron muestras enteras en recipientes de plástico de 250 mL, fijadas *in situ* con solución ácida de Lugol (Jones, 1979). Alícuotas de volumen variable de acuerdo a la concentración del seston, fueron sedimentadas en cámaras combinadas y contadas en microscopio invertido Olympus SL. Se contó un número fijo de 400 individuos (células, colonias o filamentos) en campos al azar y los resultados se expresaron como medidas de la densidad (organismos/ mL), según técnica de Utermöhl (1958). Para el análisis cualitativo se tomaron muestras con red de $15 \mu\text{m}$ de tamaño de poro, colocadas en frascos plásticos y fijadas con solución de formaldehído al 4%. El material fue examinado al microscopio óptico con lentes de inmersión (1100 x) empleando claves taxonómicas específicas para la determinación de cada uno de los taxas algales. La identificación de las diatomeas requirió la limpieza previa de los frústulos según técnicas de Hasle and Fryxell (1970), Schrader (1974) y Battarbee (1986) recopiladas por Maidana (1997), con el objeto de poder efectuar las identificaciones taxonómicas. en base a los siguientes trabajos: Floras de Hustedt (1930, 1930-1966), Cleve-Euler (1951, 1955); Huber-Pestalozzi (1942); Patrick & Reimer (1966, 1997), Atlas de Schmidt (1874-1959), Krammer & Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991). También se tuvo en cuenta los trabajos realizados en Argentina de: Frenguelli (1923-1953), Maidana (1985, 1997), entre otros.
- e. **Parámetros microbiológicos:** se cuantificaron los grupos indicadores de: aerobios mesófilos totales (AMT), coliformes totales (CT) y coliformes fecales o termoresistentes (CF) (expresados como u.f.c./100 mL) mediante técnica de filtración por membrana, según APHA (1992), y Guía Operativa GEMS/AGUA de la UNEP/UNESCO/WWO (1994). La presencia total de aerobios se analizó siguiendo el método standard de recuento en placa por siembra en profundidad. Se consideran como valores normales hasta 500 unidades formadoras de colonias (UFC) por mL. Para las coliformes se utilizó la técnica de MacConkey, que estima el número más probable (NMP) de coliformes presentes en 100 mL de agua a 37°C . Los valores normales en aguas potables son de hasta 3 NMP/100 mL; valores superiores a 400 NMP/100 mL reflejan una contaminación severa. Las coliformes fecales se aislaron a partir de los resultados positivos del análisis para coliformes totales informándose

como presentes o ausentes y confirmándose luego la presencia de *Escherichia coli*. Por cultivo en placas de medios selectivos se analizó la presencia de *Pseudomona aeruginosa* y *Salmonella sp.*

El medio de cultivo empleado para el análisis de los coliformes fecales (CF) fue el EC, aplicable al estudio de todo tipo de aguas. La temperatura de incubación de los tubos sembrados fue de $44,5\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 0,2\text{ }^{\circ}\text{C}$.

Principales parámetros fisicoquímicos y técnicas analíticas empleadas en el muestreo de sitios de la Alta Cuenca del Juramento

PARÁMETRO	UNIDAD	METODO
Temperatura	°C	Termómetro de mercurio
Turbidez	UNT	Turbidímetro digital
PH	Unidad pH	Electrodo específico Medición electrométrica
ST (sólidos totales)	mg/L	Método gravimétrico
STS (sólidos totales Suspendidos)	mg/L	Método gravimétrico
Color	u.c.	Patrón Pt-Co
Conductividad eléctrica	$\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$	Electrodo específico
Alcalinidad	mgCaCO ₃ /L	Titulación con H ₂ SO ₄ 0.02N
Dureza	mgCaCO ₃ /L	Titulación EDTA 0.02N
Calcio	mg/L	Titulación con EDTA
Magnesio	mg/L	Colorimetría
Sodio	mg/L	Fotometría de llama
Potasio	mg/L	Fotometría de llama
Manganeso	mg/L	Colorimetría
Cloruros	mg/L	Titulac. Nitrato Mercurio
Sulfatos	mg/L	Colorimetría
DQO	mg /L	Digestión
DBO ₅	mg O ₂ /L	Diluciones, incubación 5d
Oxígeno disuelto	mg O ₂ /L	Electrodo específico
Amonio	mg/L	Nesslerización directa
Nitratos, Nitritos	mg/L	Colorimetría
Ortofosfatos	mg/L	Colorimetría
PT (fósforo total)	mg/l P	Digestión, Colorimetría
Hierro	mg/L	Colorimetría
Coliformes Totales	N/100 mL	Membrana filtrante
Coliformes Fecales	N/100 mL	Membrana filtrante
Clorofila a	mg/L	Extracción, colorimetría
Densidad algal	ind/mL	Método Uthermöl



Mapa 3: Estaciones de muestreo (2ª Etapa) en los distintos cursos lóticos de la Alta Cuenca del Río Juramento (Salta).

IIº.- CARGAS PUNTUALES Y DIFUSAS DE MATERIA ORGÁNICA Y NUTRIENTES

Las cargas puntuales (población humana y actividades industriales) y difusas (agricultura y ganadería) de nutrientes y materia orgánica se cuantificaron para las distintas subcuencas, en función de relevamientos *in situ* y a partir de los censos (Agropecuario y de Población y Vivienda) por unidad de superficie. Las superficies de cada subcuenca se determinaron utilizando la cartografía elaborada con las hojas topográficas de IGM (Instituto Geográfico Militar) a escala 1:250.000. Dicha cartografía fue digitalizada y el cálculo de superficies se efectuó mediante el programa Autocad 14.

Se utilizaron los datos del Censo Agropecuario de 2000 y el Censo de Población y Vivienda de 2003 (Provincia de Salta) para estimar por subcuenca las densidades de población urbana y rural, número de cabezas y tipo de ganadería presente, áreas y tipos de cultivos principales (tabaco, poroto, maíz y hortalizas). En el cálculo se consideró un equivalente de población = 54 g BOD₅=1, NT=1 y PT=1, con fosa séptica o con tratamiento primario, equivalió a 0,7, 0,8 y 0,8, respectivamente. Una unidad de ganado equivale a 1 vaca o caballo, o a 6 cerdos o 14 ovejas o 150 aves de corral, según tablas de Technical Standard (1982, modificados)

La estimación de aportes de nutrientes provenientes de la fertilización de los cultivos se basó en las dosis promedio recomendadas por el INTA Regional NOA para cada tipo de cultivo (poroto 25 kg N/ ha, maíz 50 Kg. N/ ha, tabaco 77 kg N/ ha., hortalizas 120 kg N/ ha) y las tasas de pérdidas del nitrógeno se estimaron en función del siguiente modelo:

$$\text{lavado} = \text{fertilización} - (\text{volatilización del fertilizante} + \text{consumo})$$

Se entiende por lavado, las pérdidas del fertilizante por disolución, principalmente en forma de nitratos. Fertilización es la dosis utilizada en los cuatro cultivos principales. Volatilización del fertilizante es el porcentaje del fertilizante que se pierde en forma de amoníaco, y se estima en un 25% para las hortalizas y de 5% para los restantes cultivos (INTA Regional Salta). El consumo es la asimilación proporcional del fertilizante por las plantas.

Las cargas anuales de los principales solutos, en especial de los nutrientes y sólidos en suspensión, se cuantificaron en función de los valores promedio anuales de dichos parámetros y también para cada período del ciclo hidrológico, en función de las descargas ($\text{m}^3 \cdot \text{seg}^{-1}$) que presentaron los principales cursos lóticos, siendo expresados en toneladas/año.

IIIº.- INDICES DE CALIDAD DE AGUAS (ICA)

Los ICA se emplearon para lograr una categorización actual del recurso hídrico en forma simplificada dado que reflejan el estado de polución del cuerpo de agua. Se aplicaron índices ponderados y no ponderados (NSF 1970; Ott 1978).

$$\begin{aligned} \text{ICA}_a &= \sum_{i=1}^n w_i I_i & \text{ICA}_a &= \prod_{i=1}^n I_i^{w_i} \\ \text{ICA}_{np} &= 1/9 \sum_{i=1}^n I_i & \text{ICA}_{np} &= (\prod_{i=1}^n I_i)^{1/9} \end{aligned}$$

donde l_i representa el peso que tiene cada una de las variables que se seleccionan para confeccionar el índice según su relevancia por el efecto contaminante que ejercen según una escala donde el 100% representa el nivel óptimo de incidencia hasta una situación

crítica (0% ó nivel mínimo o nulo de incidencia). W_i representa la ponderación final de las variables mediante definición de los niveles de relevancia ambiental de cada uno, cuya sumatoria es = 1.

Calidad del Agua	Valor de la Ecuación
Excelente	91 a 100
Buena	71 a 90
Regular	51 a 70
Mala	26 a 50
Pésima	0 a 25

Los índices facilitan la interpretación de los cambios en la calidad del agua y permiten definir procesos de degradación o de mejoramiento del estado y calidad de los cuerpos de agua en estudio. También facilitan la comparación de las variaciones en el espacio y tiempo entre sí y respecto a valores objetivos y / o aptitudes de uso que se deseen preservar.

Se categorizó los diversos cuerpos receptores en función de la definición previa del uso actual / ó previsto del agua (provisión de agua potable, uso recreativo, uso agrícola, provisión de agua para uso industrial, piscicultura y protección de la vida acuática).

INDICE DE ESTADO TRÓFICO:

En el período comprendido entre los meses de agosto de 1985 a septiembre de 1986 y durante los meses de febrero, mayo y octubre del período comprendido entre 1998 a 2002, se calcularon en base a las siguientes variables limnológicas: profundidad del disco de Secchi ó transparencia (m), PT (mg.L^{-1}), y clorofila *a* (mg.m^3), los índices de Estado Trófico (TSI) (Carlson, 1977), según las siguientes ecuaciones:

$$\text{TSI (SD)} = 10 (6 - \ln \text{SD} / \ln 2)$$

$$\text{TSI (Chl)} = 10 [6 - (2.04 - 0.68 \ln \text{Chl} / \ln 2)]$$

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

IVº.- INDICES ECOLÓGICOS

Se aplicó el **Índice de Saprobios** de Pantle & Buck (1955) modificado por Liebmann (1962) que incluye básicamente el empleo de algas bioindicadoras de polución. El empleo de algas como bioindicadoras de polución orgánica y de eutrofización ha alcanzado amplia difusión por disponerse tanto de metodologías estandarizadas como del suficiente conocimiento de los requerimientos específicos de los grupos presentes en cada grado de polución.

El método derivado del sistema de saprobios permite evaluar el grado de polución orgánica en los distintos sitios de estudio en base a la siguiente fórmula:

$$S = \frac{\sum (hs)}{\sum h}$$

donde “s” es la “valencia sapróbica” de cada especie “indicadora” (varía de 1 a 4 según el grado de saprobiedad: 1=oligosaprobia, 2= betamesosaprobia, 3= alfamesosaprobia, y 4= polisaprobia) y “h” es la frecuencia estimada de cada organismo (1= poco frecuente, 3= frecuente y 5= abundante). El valor de S es una estimación del grado de saprobiedad de

un cuerpo de agua determinado, de forma tal que se establecen las siguientes correspondencias:

Valor de S	Zona de saprobiedad
1 – 1,5	Oligosaprobiedad (no poluído=)
1,5 – 2,5	Betamesosaprobia (ligera polución)
2,5 – 3,5	Alfamesosaprobia (fuerte polución)
3,5 – 4	Polisaprobia (muy fuerte polución orgánica)

Se asignaron los valores de valencia sapróbica a cada especie en función de los trabajos de Descy (1979), Wolf (1982) y Van Dam et al. (1994). La asignación de valores a especies que no figuraban en los trabajos de referencia se realizó en función de su constancia en determinados ensambles que fueron característicos de una condición fisicoquímica previamente identificada y caracterizada.

En el análisis se trabajó con aquellas especies que aparecían al menos en el 10% de los sitios estudiados.

Vº.- DETERMINACIÓN DE LA RELACIÓN DE NUTRIENTES N/P

El desarrollo de este objetivo consistió en realizar el cociente entre las formas solubles de nitrógeno y fósforo reactivo soluble, en cada fecha de muestreo realizada en los principales cursos lóticos de la cuenca. Se puso especial énfasis, en determinar la relación en los principales tributarios del Embalse Cabra Corral: Subsistemas Arias-Arenales y Guachipas con el objeto de determinar su capacidad actual para aportar biomasa del fitoplancton en función de las cargas de nutrientes.

4.4. ANALISIS ESTADÍSTICO DE DATOS

Se efectuó el análisis estadístico de los datos mediante empleo de los programas SYSTAT e INFOSTAT bajo WINDOWS. Se realizó el testeó de los datos para determinar si se distribuyen según la normal y el cálculo de la prueba de Bartlett a fin de comprobar la homogeneidad de las varianzas. Se efectuaron comparaciones múltiples según ANOVA, o bien para aquellos casos en donde los datos no cumplían con alguno de los supuestos que exige el Análisis de la Varianza (F), se recurrió a la estadística no paramétrica a través del Análisis de Varianza de un factor de Kruskal-Wallis (H) ó de dos factores para determinar si existieron interacciones significativas entre factores como subcuencas y períodos del ciclo hidrológico para valores de distintas variables limnológicas (Siegel, 1972).

Para establecer las diferencias entre grupos, se aplicó el test de Tuckey ó bien el análisis exploratorio de los datos, mediante el empleo de la prueba a posteriori del gráfico de cajas hendidas (notched boxplots). Para la comparación entre dos grupos de variables, se aplicó el t-student ó de Mann-Whitney, éste último para el caso de emplearse estadística no paramétrica.

Se efectuó también el análisis de correlaciones entre variables ambientales.

Se aplicó la técnica de análisis multivariado, ACP ó Análisis de Componentes Principales para reducir la dimensionalidad estadística y establecer los componentes que son combinaciones lineales ponderadas de las variables observadas. La aplicación del ACP utilizando algas de diferentes grupos taxonómicos, facilitó la diferenciación temporoespacial de los sitios de marcada polución del resto.

Se utilizó el Análisis de Correlación Canónica (ACC) en el cual se dispone de dos conjuntos de variables X,Y. El conjunto de variables dependientes Y, o también llamadas variables a explicar fueron las abundancias de los distintos grupos de algas presentes en los sitios de estudio. El conjunto de variables predictoras X o independientes, correspondieron a los parámetros fisicoquímicos de calidad del agua. Para relacionar ambos conjuntos de variables, el método de correlación canónica consiste en la construcción de pares sucesivos de variables, que son combinaciones lineales de las originales, de modo que cada par representa la mejor explicación de cada conjunto respecto al otro que no haya sido ya obtenida por los pares anteriores. Por tanto en la primera etapa del ACC se construyen las variables canónicas A y B como sigue:

$$A = \alpha_1 Y_1 + \alpha_2 Y_2 + \dots + \alpha_q Y_q = Y \alpha$$

$$B = \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_k X_k = X \beta$$

La correlación canónica está dada por :

$$r_{A,B} = \frac{\text{Cov}(A,B)}{\sqrt{\text{Var}(A)} \sqrt{\text{Var}(B)}} = \frac{\alpha^T X^T Y \beta}{(\alpha^T \Sigma_{YY} \alpha)^{1/2} (\beta^T \Sigma_{XX} \beta)^{1/2}}$$

De forma tal que la correlación entre estas dos variables sea la mayor de entre todas las combinaciones lineales posibles de los dos grupos de variables.

5. HIDROGRAFÍA DE LA ALTA CUENCA DEL JURAMENTO

Subcuenca del Santa María-Las Conchas-Guachipas: comprende dos cursos principales, el río Santa María que proviene del sur y el río Calchaquí que proviene del norte (mapa 4). El Santa María nace en Catamarca en el extremo norte de las sierras de Quilmes o Cajón a 4500 m.s.n.m. con dirección sur y luego de efectuar una amplia curva tuerce su dirección hacia el norte y llega a la Provincia de Tucumán en el departamento de Tafí del Valle. En este trayecto recibe aportes de ríos que bajan de los nevados del Aconquija y de las Sierras de Quilmes o Cajón para luego ingresar a la Provincia de Salta donde se le suman otros cursos de agua, tales como los ríos Loro-Huasi, Chuscha y el Calchaquí.

El río Calchaquí nace en los nevados del Acay y recibe las aguas de los ríos Salado, de las Conchas y Cachi. Este último se origina en los arroyos que bajan de los nevados de Palermo y de Cachi, a más de 6.000 m.s.n.m.

Aguas abajo, el Calchaquí recibe aportes de los ríos Molinos y Angastaco, entre otros. En la localidad de Punilla se une con el río Santa María y pasa a denominarse río de las Conchas. Escurre a través de las sierras de Carahuasi y León Muerto, con dirección sudoeste-nordeste, por la quebrada de Las Conchas. En su trayecto final toma la denominación de río Guachipas a partir de la unión de los ríos de las Conchas y Alemania. El río Alemania, es el único río importante que drena la ladera oriental de la quebrada de las Conchas, con una dirección de escurrimiento sudeste-noroeste. Antes de

ingresar a la presa General Belgrano o Cabra Corral recibe aportes de los ríos La Viña y Ampascachi, entre otros.

La subcuenca se encuentra ubicada en la porción meridional de los Valles Calchaquíes en la provincia geológica de las Sierras Pampeanas. En general hay un neto dominio de rocas del Precámbrico y del Paleozoico (Parsons *et al.*, 1955). Los ríos Calchaquí y Sta. María discurren mayormente sobre sedimentos cuartáricos, pero también atraviesan en parte de su recorrido sedimentos terciarios, que cargan sus aguas de sales en disolución. Existen en esta subcuenca las geoformas de origen fluvial como los abanicos, depósitos y conos aluviales aunque predominan las geoformas eólicas como las características dunas en las cercanías de Cafayate.

La **Subcuenca del Arias-Arenales.Chicoana**: comprende el río Arenales que tiene sus nacientes en la vertiente occidental del Cordón de Lesser y Salamanca con un colector principal el río Potrero que recibe un gran número de afluentes menores. El río Arias, a su vez nace de la confluencia de los arroyos La Toma y Grande en el flanco oriental del Cordón de Lesser y recibe aportes de los arroyos Astilleros, Arteaga e Isasmendi y un tributario principal, el río San Lorenzo de régimen temporario. El Arias se une al río Arenales dentro del ejido urbano de la ciudad de Salta, y siguen en dirección oeste-este hasta encontrarse con la Sierra de Mojotoro, y desde este punto toman una orientación principal N-S, para desembocar al embalse Cabra Corral (Presa Gral. Belgrano) por el norte, luego de recibir por margen derecha varios afluentes, el río Rosario, Calavera, Pulares y Chicoana. El arroyo Viñaco y el río Osma, antiguos afluentes, desagüan en la actualidad al embalse.

El Arias-Arenales recibe por su margen izquierda las aguas de los arroyos Las Garzas, Punta de Agua y Quebrada Larga. A excepción de los ríos Ampascachi, La Viña y Chuñapampa, la red de drenaje del área está conformada por numerosos arroyos y cursos de agua menores, que tienen sus nacientes en el flanco este del sistema serrano occidental. Todos estos cursos, de régimen semipermanente, presentan una dirección de escurrimiento hacia el este y entregan sus caudales al nivel de base local formado por el dique Cabra Corral (Abraham, 1997).

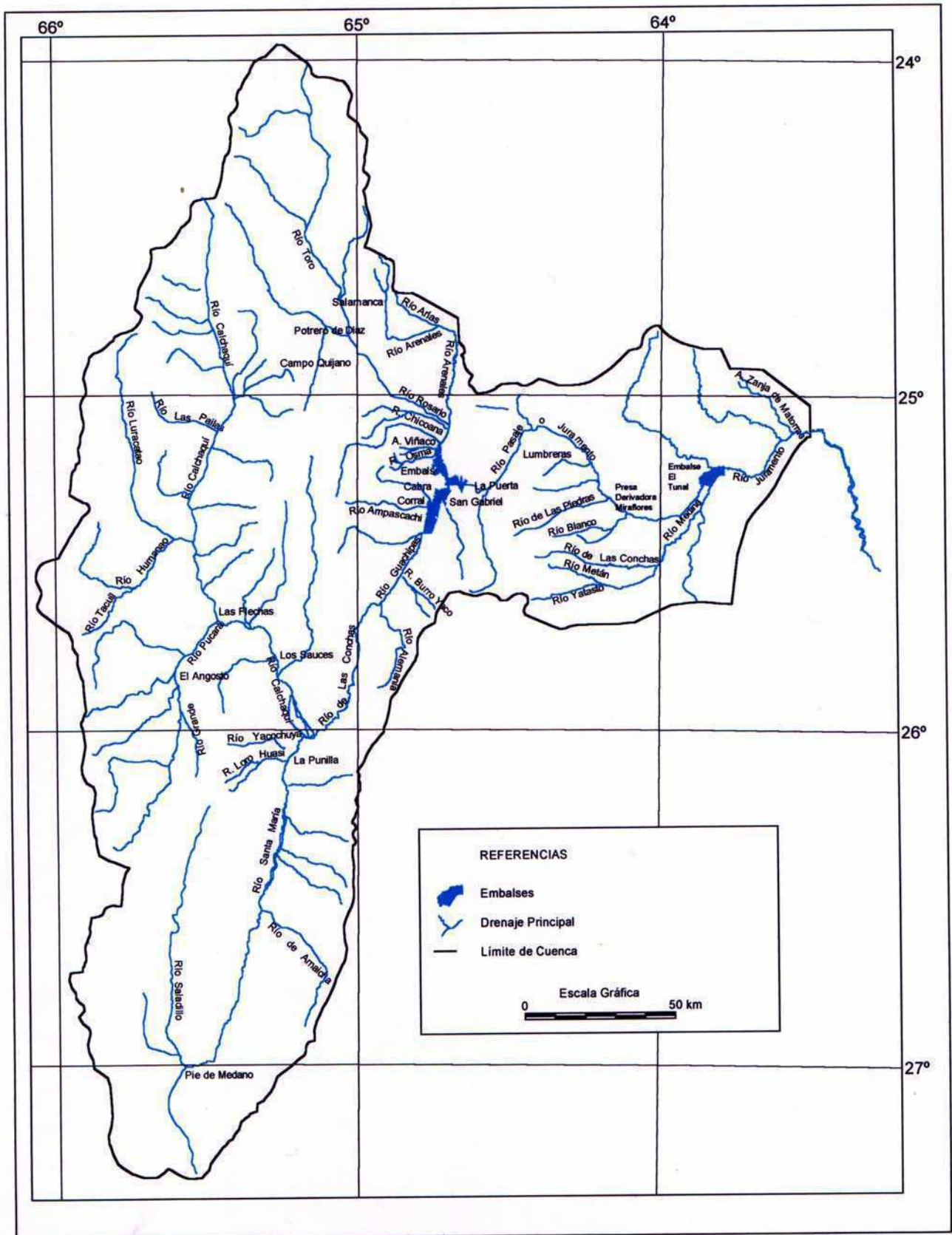
Las nacientes de los ríos Arias-Arenales se localizan mayormente sobre rocas cristalinas precámbricas, y en el Valle de Lerma que es una depresión tectónica, está recubierto por sedimentos aluviales cuaternarios.

El Valle de Lerma y la porción septentrional de los Valles Calchaquíes pertenecen a la provincia geológica designada como Cordillera Oriental.

Esta subcuenca está dominada por depósitos fluviales terrazados y abanicos fluviales recientes (Sastre, 2000), al igual que la subcuenca que sigue.

La **Subcuenca del Toro-Rosario**: tiene sus nacientes en la región puneña de los nevados de Chañi y de Acay (a alturas superiores a los 3.500 m.s.n.m.) y transcurre por la Quebrada del Toro, con el nombre homónimo. Al unirse con su tributario el río Blanco, toma el nombre de río Rosario. Ingresa al Valle de Lerma con un rumbo general NNO-SSE, recibiendo aportes de sus otros tributarios, los ríos Manzano, Corralito, La Viña, Pulares, y otros cursos menores. Desemboca en el Arias-Arenales a unos 40 km al sur de la ciudad de Salta. El río Rosario, tanto por su extensión (147 km de longitud) como por los caudales que transporta y el aporte de sus numerosos afluentes temporarios ó permanentes, es el tributario de mayor envergadura del Sistema del río Juramento (García, 1988).

La subcuenca se encuentra enclavada sobre rocas precámbricas y paleozoicas, aunque recibe también en el flanco occidental la influencia de sedimentos cenozoicos terciarios que afectan la calidad del agua de algunos de los tributarios que descienden por la quebrada del Toro.



Mapa 4: Hidrografía de la Alta Cuenca del Río Juramento (Salta).

La **Subcuenca del Pasaje-Juramento**: nace a partir de la confluencia del Arias-Arenales con el río Guachipas en la localidad de Las Juntas, sitio que actualmente está ocupado por el embalse Cabra Corral. El Pasaje corre en dirección NE hasta las cercanías del meridiano 65° W, en donde cambia su nombre por el de río Juramento. Posteriormente el río cambia su dirección hacia el SE hasta la localidad de río Piedras y toma dirección hacia el E, hasta la localidad El Galpón. En su recorrido por el Valle de Metán, recibe diversos afluentes entre los que se destacan los ríos de las Conchas, Yatasto, Metán y Medina, el último desemboca a la presa El Tunal. El límite oriental de la Alta Cuenca del Juramento se localiza en el Zanjón de Ceibalito o de Matorras, ubicado al E de la localidad de Joaquín V. González, y desde esta última localidad con dirección SE abandona la provincia de Salta para ingresar luego a la Provincia de Santiago del Estero.

El río Pasaje-Juramento en su primera porción está asentada sobre areniscas mesozoicas y transcurre luego en su parte media sobre rocas terciarias y hacia la parte terminal de llanura en las cercanías de la presa El Tunal, discurre sobre sedimentos cuartáricos (Amengual, 1976). En esta subcuenca, las Sierras Subandinas están representadas por los sinclinales del plegamiento en el valle de Metán y las cadenas montañosas de Lumbreras y Colorada al oriente.

6. ASPECTOS CLIMÁTICOS

El clima en el noroeste argentino está condicionado por los anticiclones subtropicales semiestacionales provenientes de los océanos Pacífico y Atlántico, que por diferencias de presión, producen masas de aire caliente y frío (Buitrago y Larrán, 1994). Las principales masas de aire son:

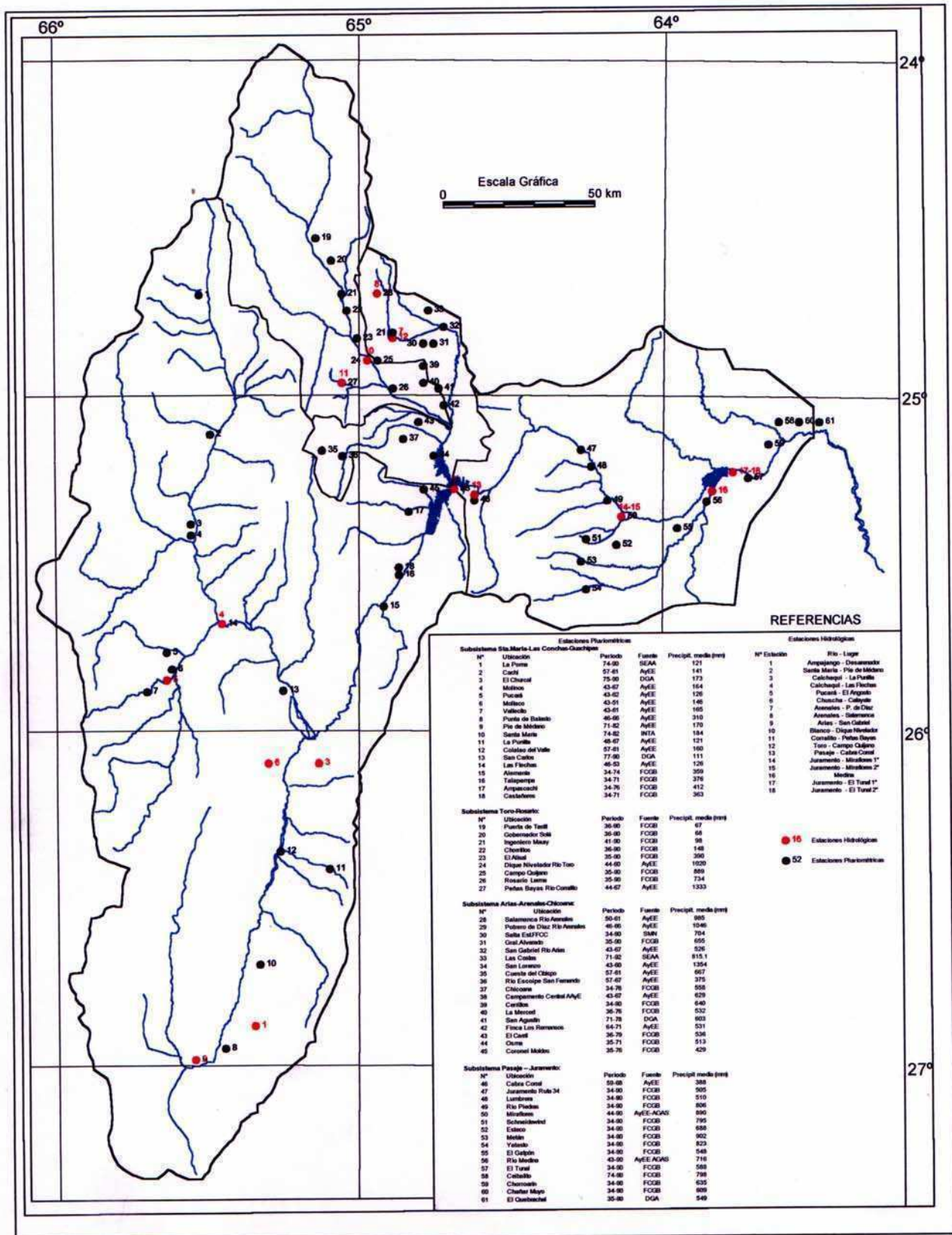
- **ecuatorial continental** que nace en la cuenca del Amazonas, en verano, es inestable y muy húmeda.
- **masa tropical continental**: se origina al este de la cordillera de los Andes y sur del trópico de Capricornio, es inestable y de poca humedad.
- **masa tropical marítima**: procede del océano Atlántico e ingresa a la región con poca humedad
- **masa polar**: son masas de aire frío y seco cuando provienen del continente y frías y húmedas si proceden del mar.

Los principales factores reguladores de la fenomenología climática en la Alta Cuenca del Juramento (Salta), son las barreras orográficas que se comportan como distribuidoras de las masas de aire. Los cordones montañosos con disposición submeridiana, la Cordillera Oriental y las Sierras Subandinas actúan regulando el paso de los vientos húmedos, y la orientación de las laderas y quebradas determinan que los sitios ubicados a barlovento presenten mayor pluviosidad que los que se encuentran a sotavento.

Las precipitaciones de marcada estacionalidad ocurren casi exclusivamente en verano, entre los meses de noviembre a marzo, bajo la influencia del centro ciclónico estival denominado "Baja Térmica" (Bianchi, 1981) que atrae los vientos que provienen del este desde el anticiclón del Atlántico sur.

Subsistema Santa María-Las Conchas-Guachipas:

La región se encuadra como de clima árido de sierras y bolsones en las quebradas de Las Conchas y en los Valles Calchaquíes. La temperatura máxima media anual es de 18°C y la mínima media de 5°C. Las precipitaciones son inferiores a los 300 mm anuales. En las nacientes de los ríos Calchaquí y Santa María el clima corresponde al Desierto Andino (mapa 5).



Mapa 5: Estaciones pluviométricas e hidrometeorológicas en la Alta Cuenca del Río Juramento (Salta).

Estaciones Pluviométricas ubicadas en la Subcuenca Sta. María-Las Conchas-Guachipas

N°	Ubicación	Cota (msnm)	Período	Fuente	Precipit. media (mm)
1	La Poma	3015	74-90	SEAA	121
2	Cachi	2260	57-61	AyEE	141
3	El Churcal	2000	75-90	DGA	173
4	Molinos	2150	43-67	AyEE	164
5	Pucará	2245	43-62	AyEE	126
6	Mollaco	2500	43-51	AyEE	146
7	Vallecito	2300	43-61	AyEE	165
8	Punta de Balasto	2005	46-66	AyEE	310
9	Pie de Médano	2500	71-82	AyEE	170
10	Santa María	1950	74-82	INTA	184
11	La Punilla	1790	48-67	AyEE	121
12	Colalao del Valle	1700	57-61	AyEE	160
13	San Carlos	1710	77-90	DGA	111
14	Las Flechas	1950	46-53	AyEE	126
15	Alemanía	1175	34-74	FCGB	359
16	Talapampa	1115	34-71	FCGB	376
17	Ampascachi	1112	34-76	FCGB	412
18	Castañares	1133	34-71	FCGB	363

Tabla 1 : Estaciones pluviométricas de la Subcuenca Sta. María-Las Conchas-Guachipas

Subsistema Arias-Arenales-Chicoana:

Se caracteriza por presentar clima subtropical serrano en el valle de Lerma, con temperaturas máxima media de 26.9°C y mínima media de 11°C. Las precipitaciones muestran una disminución de 1600 mm, al NO del valle hasta los 300 mm al sur de la depresión intermontana.

N°	Ubicación	Período	Fuente	Precipit. media (mm)
28	Salamanca Río Arenales	50-61	AyEE	985
29	Potrero de Díaz Río Arenales	46-66	AyEE	1046
30	Salta Est.FFCC	34-90	SMN	704
31	Gral.Alvarado	35-90	FCGB	655
32	San Gabriel Río Arias	43-67	AyEE	526
33	Las Costas	71-92	SEAA	815.1
34	San Lorenzo	43-60	AyEE	1354
35	Cuesta del			

	Obispo	57-61	AyEE	667
36	Río Escoipe San Fernando	57-67	AyEE	375
37	Chicoana	34-76	FCGB	558
38	Campamento Central AAYE	43-67	AyEE	629
39	Cerrillos	34-90	FCGB	640
40	La Merced	36-76	FCGB	532
41	San Agustín	71-78	DGA	603
42	Finca Los Remansos	64-71	AyEE	531
43	El Carril	36-79	FCGB	536
44	Osma	35-71	FCGB	513
45	Coronel Moldes	35-76	FCGB	429

Tabla 2 : Estaciones pluviométricas de la Subcuenca Arias-Arenales-Chicoana

Subsistema Toro-Rosario:

Presenta en las nacientes de los ríos Toro y Rosario clima de desierto andino, con temperaturas máxima media de 13.2°C y temperatura mínima media de 3.5°, con grandes amplitudes térmicas diarias. Las precipitaciones menores a 100 mm anuales.

En la zona correspondiente al valle de Lerma y cordones montañosos aledaños, el clima es subtropical serrano.

N°	Ubicación	Cota (msnm)	Período	Fuente	Precipit. media (mm)
19	Puerta de Tastil	2675	36-90	FCGB	67
20	Gobernador Solá	2556	36-90	FCGB	68
21	Ingeniero Maury	2359	41-90	FCGB	98
22	Chorrillos	2112	36-90	FCGB	148
23	El Alisal	1811	35-90	FCGB	390
24	Dique Nivelador Río Toro	1520	44-60	AyEE	1020
25	Campo Quijano	1520	35-90	FCGB	889
26	Rosario Lerma	1332	35-90	FCGB	734
27	Peñas Bayas Río Corralito	1575	44-67	AyEE	1333

Tabla 3: Estaciones pluviométricas de la Subcuenca Toro-Rosario

La mayor parte de la superficie de las cuencas que aportan al Valle de Lerma presentan precipitaciones medias menores a 200 mm al año, aunque en el vaso del valle, las precipitaciones son mayores a 5 mm a altitudes entre 1100 y 1750 msnm (Baudino, 1996)

Subsistema Pasaje – Juramento: En la región montañosa de la Cordillera Oriental, el clima es subtropical serrano.

N°	Ubicación	Cota (msnm)	Período	Fuente	Precipit. media (mm)
46	Cabra Corral	1100	59-68	AyEE	388
47	Juramento Ruta 34	694	34-90	FCGB	505
48	Lumbrera	680	34-90	FCGB	510
49	Río Piedras	723	34-90	FCGB	806
50	Miraflores	610	44-90	AyEE-AGAS	890
51	Schneidewind	806	34-90	FCGB	795
52	Esteco	689	34-90	FCGB	688
53	Metán	858	34-90	FCGB	902
54	Yatasto	796	34-90	FCGB	823
55	El Galpón	625	34-90	FCGB	548
56	Río Medina	469	43-90	AyEE AGAS	716
57	El Tunal	454	34-90	FCGB	588
58	Ceibalito	408	74-90	FCGB	798
59	Chorroarín	413	34-90	FCGB	635
60	Chañar Muyo	403	34-90	FCGB	609
61	El Quebrachal	339	35-90	DGA	549

Tabla 4: Estaciones pluviométricas de la Subcuenca Pasaje-Juramento

En la llanura chaco-salteña, el clima es subtropical con estación seca, presenta una temperatura máxima media de 28°C y una mínima media de 13°C. Las precipitaciones varían entre los 500 y 600 mm anuales (Nadir y Chafatino, 1990).

7. RÉGIMEN HIDROLÓGICO DE LOS CURSOS SUPERFICIALES

Los ríos principales que forman parte de las diferentes subcuencas tienen un régimen hidrológico pluvial, dependiente de la estacionalidad de las lluvias que se concentran en los meses estivales de máxima pluviosidad de enero a marzo, con picos de crecientes en el mes de febrero.

Algunos de los tributarios tienen un régimen mixto pluvio-nival como es el caso de las nacientes de los ríos Arenales, Rosario y Guachipas, que se alimentan de aguas de deshielo. El período de estiaje es muy prolongado y se extiende desde abril a noviembre. Los caudales mínimos se registran entre los meses de septiembre y noviembre, época en la que gran parte de los caudales de los ríos situados aguas arriba del Cabra Corral se insumen al ingresar al Valle de Lerma debido al quiebre de pendiente y a la granulometría gruesa de sus cauces, que favorecen la infiltración de las aguas (fig. 1).

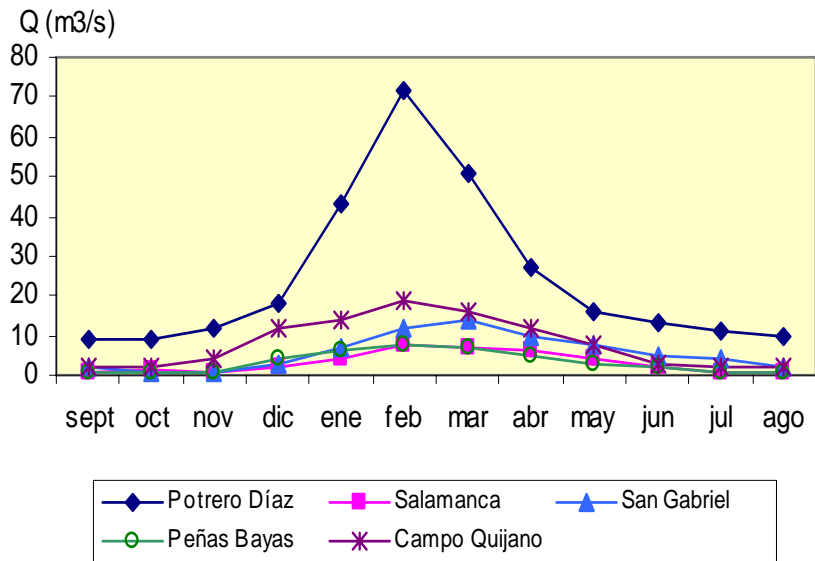


Fig. 1: Caudales medios mensuales de ríos de las Subcuencas Arias-Arenales y Toro-Rosario

El Valle de Lerma es un importante reservorio de aguas subterráneas y presenta numerosos sistemas acuíferos que alimentan a los ríos Arias y Guachipas durante el período de sequía. Durante la estación de máximas precipitaciones hay recarga de los acuíferos, garantizando la continuidad de los aportes a los ríos principales (García, 1988).

La regulación de las aguas del río Juramento se logró a partir de la construcción de las dos obras hidráulicas principales: la Presa General Belgrano y el Dique El Tunal. La primera regula los caudales provenientes de los ríos Arias-Arenales y Guachipas y la segunda regula los aportes provenientes de las Sierras de Metán (ríos Metán, Medina, las Cañas y Yatasto) y del mismo Juramento. El efecto de la regulación se hace visible en el cambio operado en la relación entre caudal medio de la crecidas / caudal medio del estiaje (CMC/CME), por ejemplo en el caso del río Juramento en El Tunal que pasó de ser de 4,7 antes del cierre del embalse, a 1,8 en el período posterior de mediciones que abarca hasta 1986 (Administración General de Aguas Salta, 1991).

Se presenta la distribución mensual promedio de los caudales en los sitios aforados de la subcuenca Pasaje-Juramento (fig. 2).

El recurso esencial que es el agua, requiere de una administración integrada basada en políticas medioambientales, para lograr condiciones de calidad y cantidad sustentables en las aguas naturales. Las presiones cada vez más crecientes sobre el agua subterránea, marcan una ineludible tendencia hacia el mayor uso de captaciones superficiales para agua potable, con lo que se refuerza también la necesidad de la aplicación de medidas de protección y regulación de usos, con prioridad conservacionista de las fuentes de captación.

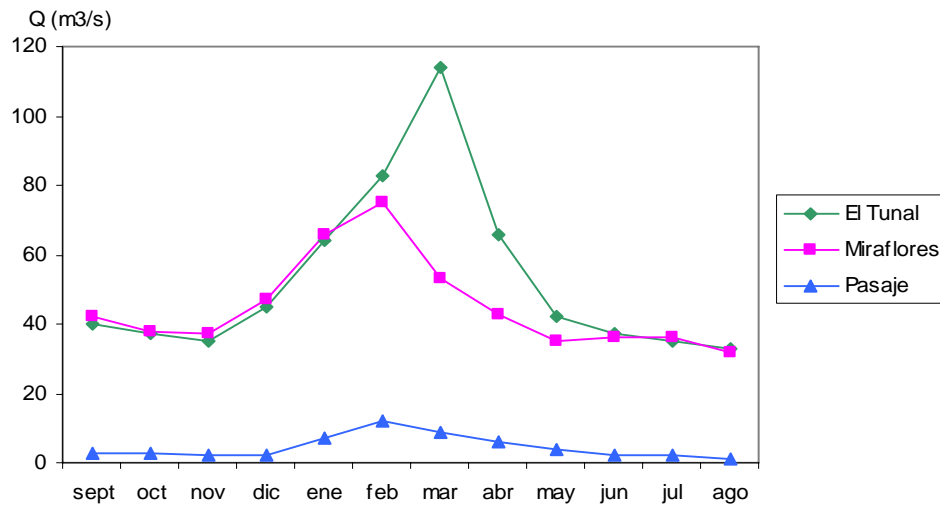


Fig. 2 Caudales medios mensuales de la Subcuenca Pasaje-Juramento

Los datos de aforo existentes en la cuenca, son escasos y se extienden en forma sistemática hasta el año 1983 (tabla 5).

El agua conecta todas las actividades antrópicas realizadas en la cuenca, concentrando los impactos ambientales. La condición de renovabilidad del agua dulce puede perderse por mal manejo de la cuenca, sobreexplotación, contaminación del acuífero o subsidencia de la tierra. Los principales efectos de la contaminación del recurso hídrico, supone una restricción de la disponibilidad tanto de las fuentes superficiales como subterráneas, y una limitación de los diferentes usos a que está sometido el recurso, así como un incremento de los costos de su tratamiento o depuración.

Lugar	Caudal medio anual m ³ /s	Caudal Medio Crecidas	Caudal Medio Estiaje	Período	Vol. Medio anual Hm ³ (a)	Superf Km ² (a)	Relac. CMC/ CME	Q espec. l/s/km ² (a)	Relac. s/cca mm (a)
Ampajango Desarenador	0,339	0,447	0,463	48-49 60-61	--	--	0.965	--	--
Santa María Pie de Médano	2,463	4,206	0,781	70-71 84-85	77,6	4009,1	5.385	0.6	19.4
Calchaquí La Punilla	6,479	12,428	1,290	48-49 67-68	204,5	22.405,7	9.634	0.3	9.1
Calchaquí Las Flechas	8,518	14,104	3,262	46-47 53-54	268,8	10.489,6	4.324	0.8	25.6
Pucará El Angosto	3,553	6,473	0,770	40-41 62-63	112,1	2069,5	8.406	1.7	54.2
Chuscha Cafayate	0,499	0,664	0,337	41-42 50-51	15,7	116,1	1.970	4.3	135.6
Arenales P. de Díaz	6,994	12,227	2,030	44-45 66-67	220,7	296	6.023	23.6	745.7
Arenales Salamanca	2,747	4,485	0,983	48-49 61-62	86,7	184,8	4.563	14.9	469.1
Arias San Gabriel	24,400	38,300	10,616	41-42 67-68	770,0	6978,6	3.608	3.5	110.3
Blanco Dique Nivelador	0,885	1,682	0,125	44-45 60-61	27,9	31,4	13.46	28.2	889.4
Corralito Peñas Bayas	5,277	8,376	2,260	43-44 60-61	166,5	216,6	3.706	24.4	768.8
Toro Campo Quijano	6,446	10,757	2,676	29-30 60-61	203,4	4026,3	4.020	1.6	50.5
Pasaje Cabra Corral	29,70	48,233	11,89	34-35 67-68	930,9	32706,9	4.057	0.9	28.5
Juramento Miraflores 1°	33,50	54,633	12,833	28-29 72-73	10,56	34500	4.257	--	--
Juramento Miraflores 2°	43,60	56,492	38,641	85-86	1378	34500	1.462	--	--
Medina	3,669	6,003	1,703	41.42 82-83	116	1650	3.525	--	--
Juramento El Tunal 1°	36,20	59,40	12,729	41-42 72-73	--	38000	4.838	--	--
Juramento El Tunal 2°	52,40	70,658	38,720	73-83	1397	38000	1.825	--	--

(a) estimaciones extraídas de Baudino (1996)
Estadísticas Hidrológicas de Agua y Energía de la Nación (período 1928-1981)
Anuario Hidrológico de la Dirección General de Hidráulica de la Provincia de Salta (1981-82/86-87)

Tabla 5: Estaciones hidrometeorológicas y datos de aforo en la Alta Cuenca del Juramento

Predominan en la Alta Cuenca, los ambientes semiáridos, climas cálidos y lluvias espaciadas, con un moderado grado de desertización (Igarzábal et al., 1991). En la subcuenca del Santa María-Guachipas, los caudales promedios son mucho más reducidos que en las restantes subcuencas (fig. 3). El progresivo empobrecimiento de la humedad climática regional, con la obvia reducción de caudales, condiciona que el recurso agua sea escaso, y se torne cada vez más limitante para la radicación de las actividades humanas que demandan caudales, tanto para consumo doméstico como productivo.

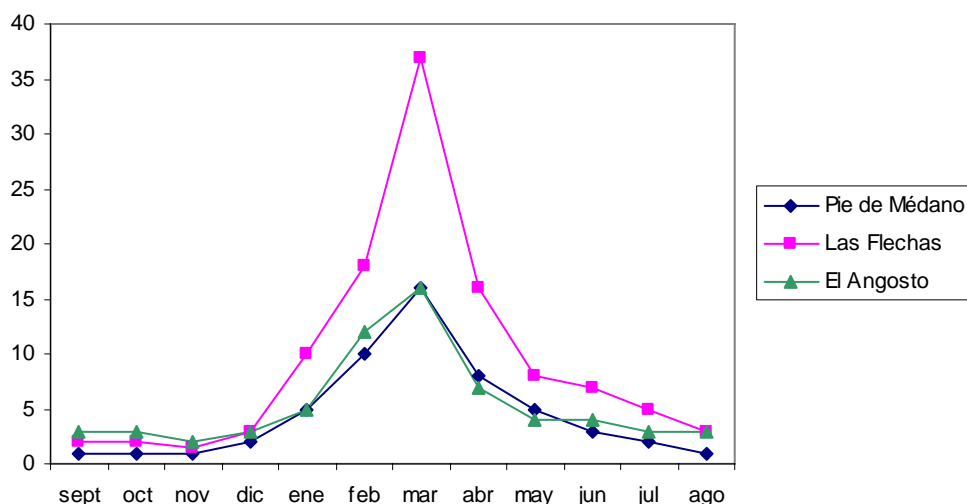


Fig. 3: Caudales medios mensuales en la Subcuenca del Santa María-Las Conchas-Guachipas

La Alta Cuenca del Río Juramento es un área de importancia fundamental para el desarrollo económico-social de la Provincia de Salta dado que atraviesa los valles Calchaquíes, de Lerma y Metán.

Existe una marcada diferenciación entre los caudales medidos en cada período del ciclo hidrológico.

Los cursos lóticos situados en las partes altas de la cuenca, presentan mayor torrencialidad, manifiesta en la alta relación CMC/CME. Los curso ubicados en niveles altitudinales más bajos, como los ríos Medina y Juramento, muestran relaciones inferiores (tabla 5, mapa 5).

8. OFERTA HÍDRICA DE LA CUENCA

La **Subcuenca Arias-Arenales**, corresponde según la clasificación de Thornthwaite al tipo climático húmedo a subhúmedo seco, y en cuanto a la eficiencia hídrica es mesotermal y con nula a pequeña deficiencia de agua. La subcuenca del **Toro-Rosario**, con una superficie de 4.792.26 km², tiene a alturas mayores a 2000 msnm un tipo climático semiárido a árido y a alturas inferiores varía de húmedo a subhúmedo. La subcuenca del Río **Escoipe-Chicoana** con 918 km², tiene un tipo climático subhúmedo a húmedo en la Cuesta del Obispo, con pequeño a nulo déficit de humedad y en San Fernando de Escoipe es semiárido con nulo exceso de humedad.

El río **Santa María-Las Conchas-Guachipas** con 4274.4 km² corresponde a un clima seco, mesotermal y con nulo exceso de agua. El río Calchaquí con 13160 km²,

corresponde al tipo climático árido mesotermal y con nulo exceso de agua. En otros términos, toda el agua de precipitación se evapotranspira y presentan un déficit hídrico todos los meses del año (Salusso *et al.*, 2001).

La oferta hídrica neta en las distintas subcuencas se detalla en el siguiente cuadro:

Subcuenca	superficie	escurrimiento mm	m ³	Hm ³
Arias-Arenales	1190	153.42	182.569.800	182.6
Escoipe-Chicoana	918	32.30	29.651.400	29.65
Toro-Rosario	4792.26	242.30	1.161.164,5	1.161,16
Santa María-Las Conchas-Guachipas	4274.4	0	0	0.0
Calchaquí	13.160	0	0	0.0
	24.334,66		1.373.385,7	1.373,4

Tabla 6 : Oferta Hídrica Neta en las distintas subcuencas del Río Juramento

La oferta hídrica de la parte correspondiente a las subcuencas señaladas (que no considera el río Juramento propiamente dicho), tiene un 17.6% de escurrimientos y un 82.4% de volúmenes evapotranspirados (Salusso *et al. op cit*).

9. GEOLOGÍA DE LA ALTA CUENCA DEL JURAMENTO (SALTA)

Las provincias geológicas representadas en la Alta Cuenca del Juramento son la Cordillera Oriental, las Sierras Subandinas, Sierras Pampeanas y el Chaco oriental.

La Subcuenca del Sta. María-Guachipas: comprende en la porción meridional de los Valles Calchaquíes la provincia de las Sierras Pampeanas. En general hay un neto dominio de rocas del Precámbrico y Paleozoico (mapa 6). El río Calchaquí discurre mayormente sobre sedimentos cuartáricos, pero entre las localidades de La Poma y Payogasta también atraviesa sedimentos terciarios, al igual que el Santa María que recibe la influencia de tributarios que atraviesan rocas terciarias cargando sus aguas de sales en disolución como son el Amaicha y Colalao del Valle.

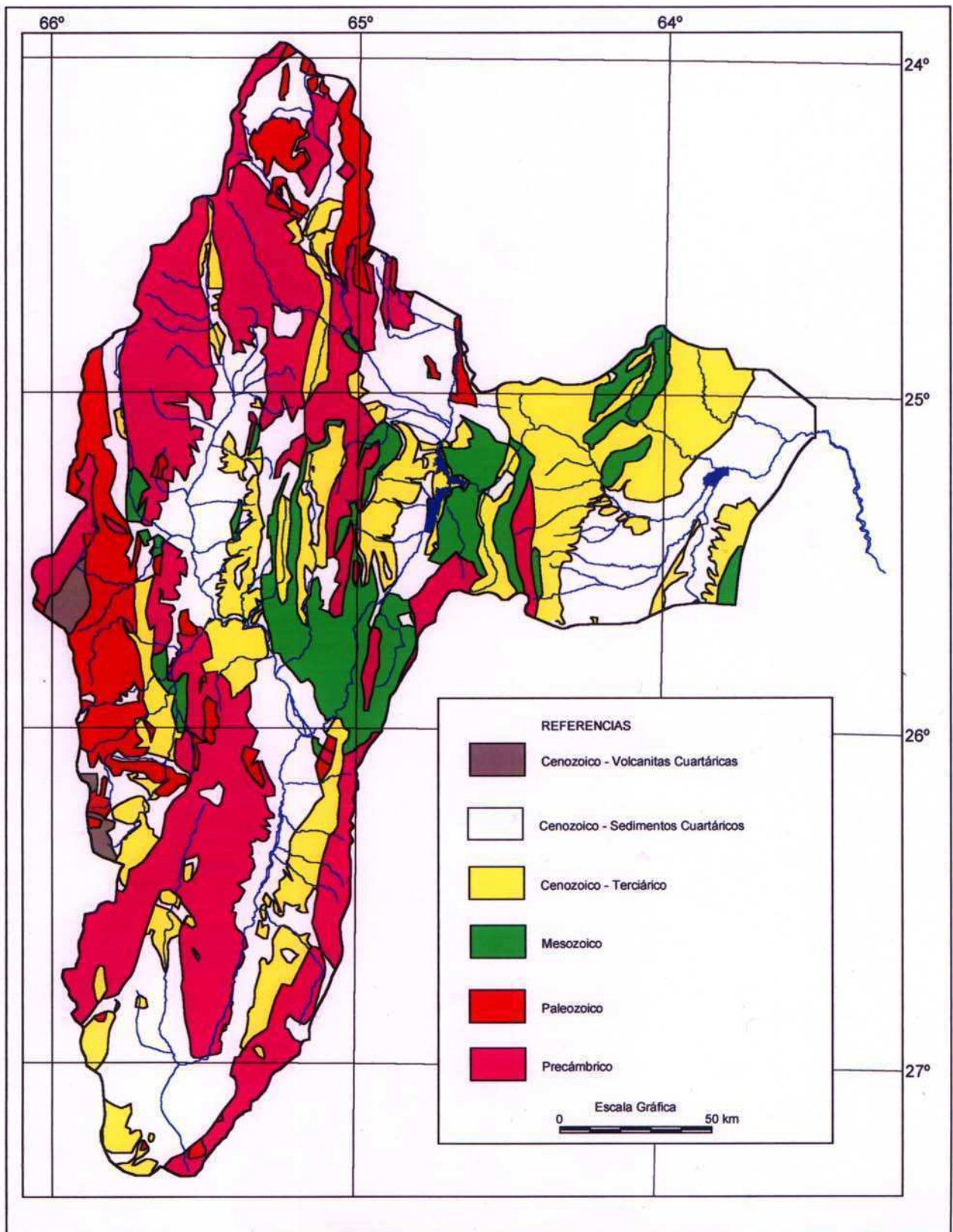
La Subcuenca del Arias-Arenales-Chicoana: las nacientes de los ríos se localizan mayormente sobre rocas cristalinas precámbricas, y en el Valle de Lerma que es una depresión tectónica, está recubierto por sedimentos aluviales cuaternarios.

El Valle de Lerma y la porción septentrional de los Valles Calchaquíes pertenecen a la provincia designada como Cordillera Oriental,

Esta subcuenca está dominada por abanicos fluviales al igual que la subcuenca que siguiente.

La Subcuenca del Toro-Rosario: se encuentra enclavada sobre rocas precámbricas y paleozoicas, aunque recibe también en el flanco occidental la influencia de sedimentos cenozoicos terciarios que afectan la calidad del agua de algunos de los tributarios que descienden por la quebrada del Toro.

La Subcuenca del Pasaje-Juramento: en su primera porción está asentada sobre areniscas mesozoicas y transcurre luego en su parte media sobre rocas terciarias y hacia la parte terminal de llanura en las cercanías de la presa El Tunal, discurre sobre sedimentos cuartáricos.



Mapa 6: Geología de la Alta Cuenca del Río Juramento (Salta).

En esta subcuenca, las Sierras Subandinas están representadas por los sinclinales del plegamiento en el valle de Metán y las cadenas montañosas de Lumbreras y Colorada al oriente.

Los patrones de drenaje formados por la red de cursos que lo constituyen, reflejan la geología superficial de la cuenca. En áreas donde la roca madre es de resistencia uniforme, el patrón común que prevalece es dendrítico. Cuando la resistencia a la erosión no es uniforme, en cambio los patrones pueden ser enrejado, paralelo o rectangular u otros (Ward, 1998).

El patrón del canal del río puede ser de dos tipos: constreñido donde los controles geológicos limitan severamente la migración del canal, tienen depósitos superficiales de sedimentos de grano grueso sobre la roca madre, carecen de planicies de inundación y la vegetación está limitada al corredor estrecho ripario como en la mayor parte de los ríos que corren encajonados, como en la Subcuenca del Santa María-Las Conchas-Guachipas.

El otro tipo de patrón del canal es aluvial, cuando fluye a través de sedimentos inconsolidados (aluviales) transportados depositados por aguas corrientes. Las tierras de inundación son amplios valles de aluviones, formados por procesos de deposición y erosión y al presente el río migra lateralmente (Kellerhals & Church, 1989). Este modelo de río se observa en los valles aluviales del Toro y del Arias.

10. BIOMAS REPRESENTADOS EN LA ALTA CUENCA DEL JURAMENTO

Los biomas que caracterizan las diversas subcuencas, según la clasificación de Cabrera (1976) y de Vargas Gil & Bianchi (1981) son: a) de Montaña en Puna y Prepuna, b) Valles y Bolsones Puneños, c) Valles y Quebradas áridas, d) Selva y Pastizales de altura, e) Sierras con Vegetación Chaqueña y del Bosque de Transición, f) Chaco semiárido (mapa 7).

Subcuenca del Santa María-Las Conchas-Guachipas: existe una vegetación típica de las regiones de la Prepuna, Puna y Altoandina. Predomina por encima de los 4400 msnm la estepa gramínea, y en el piso inferior, hasta los 3400 m, está presente la estepa arbustiva de halófilas y sammófilas, y luego en el piso de la prepuna hasta los 2000 m, están presentes los cardonales (*Trichocereus pasacana*, *T. terscheckii*) y los bosques de churqui (*Prosopis ferox*) endémicos de las sierras áridas y bolsones.

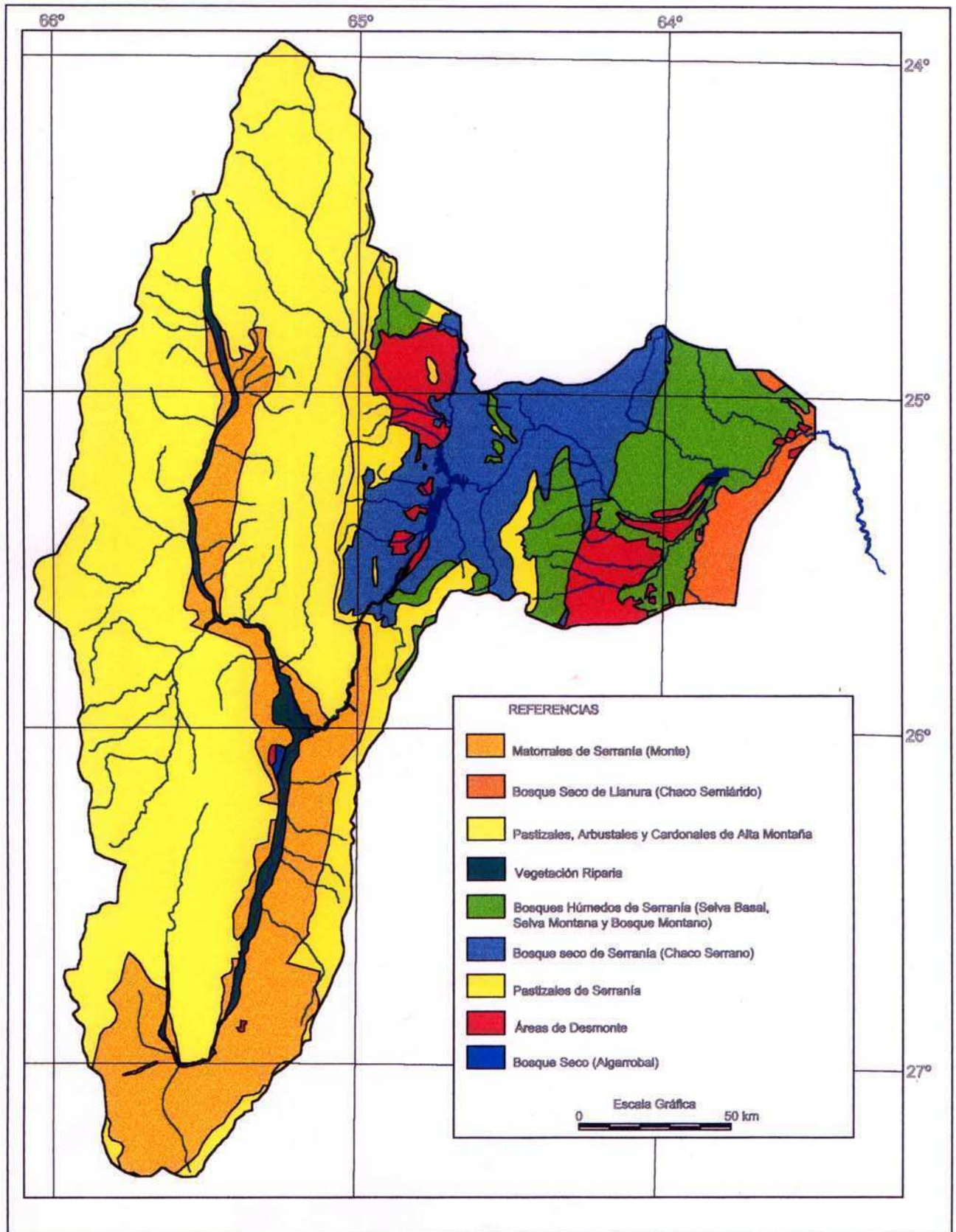
Esta vegetación típica de los biomas áridos se encuentra sometida a una gran presión de pastoreo por parte de la ganadería ovina y caprina adaptada ecológicamente a la región.

La cobertura es rala y la materia orgánica escasa, lo que determina que los suelos sean susceptibles a la erosión laminar por escurrimiento y golpeteo de las gotas de lluvia.

Subcuenca del Toro-Rosario: presenta también una vegetación típica de alta montaña y en la región inferior se desarrollan los pastizales de Serranías.

Subcuenca del Arias-Arenales: presenta vegetación típica de la Selva Montana en las serranías que bordean el Valle de Lerma, expuestas a los vientos húmedos del E y NE con un estrato herbáceo, uno arbustivo y dos de tipo arbóreo. Las especies presentes son el horco molle (*Blepharocalyx gigantea*, nogal (*Juglans australis*) mato (*Eugenia pungens*) entre otros. A mayor altura existen pastizales de neblina en los cordones occidentales. Por debajo de estas alturas en los valles formados por los ríos se instalan comunidades xerofíticas y pastizales (*Stipa* spp., *Festuca dissitiflora* y *Agrostis* spp., entre otras).

Subcuenca del Pasaje o Juramento: domina el bosque seco de serranía (Chaco Serrano) y hacia el límite de la cuenca el bosque seco de llanura en el chaco semiárido.



Mapa 7: Principales biomas representados en la Alta Cuenca del Río Juramento (Salta).

Existen también extensas áreas de desmonte producto de la expansión de la frontera agropecuaria y de la explotación maderera irracional que llevó a la pérdida de especies de gran valor y también del sotobosque. La ganadería modificó la composición del sotobosque original y aumentó la compactación del suelo por pisoteo disminuyendo la capacidad de infiltración de los suelos forestales. Domina la vegetación xerófila caducifolia (*Prosopis ruscifolia*, *Schinopsis haenkeana*, y matorrales de *Acacia* y *Celtis*) y pajonales.

11. SUELOS DE LA ALTA CUENCA DEL JURAMENTO (SALTA)

En la clasificación de los suelos de la Alta Cuenca se siguió la taxonomía adoptada por el INTA para los Suelos de la Argentina (1990).

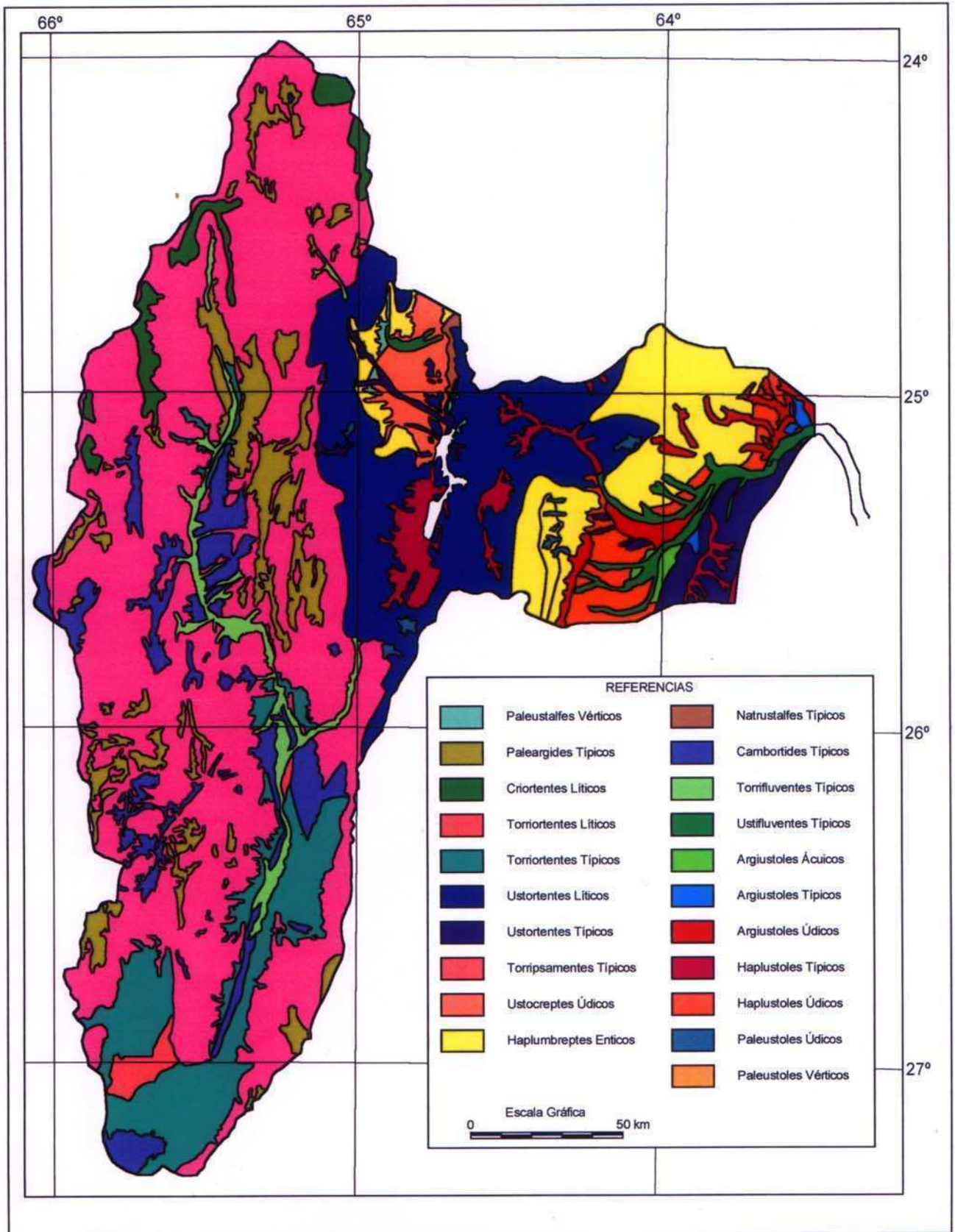
La cartografía de base empleada fueron las cartas del Instituto Geográfico Militar (IGM) escala 1: 500.000 y los mosaicos fotográficos aéreos 1:200.000 del Proyecto Geológico Minero del NOA. Existe una gran variabilidad de tipos de suelos en la Alta Cuenca, en concordancia con la diversidad de ambientes y procesos que la conformaron (mapa 8).

Orden	Suborden	Gran Grupo	Textura Superficial	% materia orgánica
Alfisoles	Ustalfes	Natrustalfes	franco limosa	0.9
		Paleustalfes	franco arenosa	2.7
Aridisoles	Argides	Paleargides	franco arenoso	1.5
	Ortides	Cambortides	areno franco a franco arenoso	0.5 – 1.0
Entisoles	Fluvenses	Torrifluventes	arenoso	0.5
		Ustifluventes	arenoso	0.7
	Ortentes	Criortentes	areno-gravilloso	0.3
		Torriortentes	areno gravilloso	0.3
Ustortentes		areno gravilloso	0.8 – 1.5	
Psamentes	Torripsamentes	arenoso	0.3	
Inceptisoles	Ocreptes	Ustocreptes	franco	0.9
	Umbreptes	Haplumbreptes	franco limoso gravilloso	4.7
Molisoles	Ustoles	Argiustoles	franco arenoso	3.9
		Haplustoles	franco	2.9
		Paleustoles	franco arenoso	5.1

Tabla 7: Clasificación de los suelos pertenecientes a la Alta Cuenca del Juramento

ALFISOLES: presentan un horizonte subsuperficial de enriquecimiento secundario de arcillas, desarrollado en condiciones de acidez o de alcalinidad sódica.

Comprende los **Ustalfes** de climas subhúmedos o semiáridos, de naturaleza calcárea cerca de la superficie, con los **natrustalfes** que son ricos en complejos de intercambio catiónico de sodio, y los típicos cuya estructura columnar tiene una permeabilidad muy lenta y son característicos de los abanicos abiertos como la porción inferior del río Arias. Por su parte, los **paleustalfes** tienen un largo tiempo de evolución, son ricos en arcillas de



Mapa 8: Principales tipos de suelos pertenecientes a la Alta Cuenca del Río Juramento (Salta).

acumulación secundaria o bien tienen un horizonte cementado con carbonatos. Los **vérticos**, de estructura prismática y permeabilidad muy lenta, se encuentran en los piedemontes y conos aluviales estabilizados de la porción occidental del Valle de Lerma.

ARIDISOLES: son suelos de climas áridos que no disponen de agua suficiente para el crecimiento de los cultivos, los que pueden hacerse únicamente bajo riego. El horizonte superficial es pobre en materia orgánica y el subsuperficial suele presentar migración y acumulación de sales solubles, carbonatos y arcillas silicatadas o concentraciones de calcáreo o sílice. Los **argides** tienen un horizonte iluvial de acumulación de arcillas silicatadas. Entre estos, los **paeargides** son los suelos más antiguos, ricos en carbonatos y cemento calcáreo o bien ricos en arcillas que le dan el característico color rojizo. Los típicos están en los piedemontes, conos de deyección y planicies estabilizadas de la Puna.

Los **ortides** no poseen un horizonte de acumulación secundaria de arcilla y si presentan acumulación de sales solubles, carbonatos y yeso. Los típicos se desarrollaron en los valles calchaquíes, en los conos de deyección y conos aluviales de formación reciente.

ENTISOLES: son suelos con escaso o nulo desarrollo de los horizontes pedogenéticos siendo su horizonte superficial pobre en materia orgánica. Los **fluventes** se desarrollan en planicies de inundación con gran contenido de materia orgánica en profundidad. Los **típicos** aparecen en bajadas de cauces y llanuras aluviales de la puna y de los valles calchaquíes, con sales solubles en el perfil. Los **ustifluventes** son de climas subhúmedos y están en planos aluviales de ríos y arroyos y se anegan en el verano en tanto que los **torrifluventes** son de clima árido y no sufren inundaciones frecuentes, siendo alcalinos o calcáreos. **Ortentes** están formados en superficies recientemente erosionadas como los criortentes de alta montaña con rocas a poca profundidad. **Torriortentes** son suelos secos o salinos de regiones áridas y de carácter neutro a alcalino en la puna y prepuna. Se ubican en las laderas a más de 4000 msnm los torriortentes líticos, en tanto que los típicos están en las bajadas aluviales y vías de escurrimiento de relieves recortados por la erosión hídrica también de la puna y en los valles calchaquíes. Los **ustortentes** presentan material acumulado por arrastre en climas semiáridos como los líticos en sierras y colinas de los pastizales de altura. Los **Psamentes** presentan suelos de depósitos de arena estabilizada en la parte inferior y media de los conos y piedemontes de los valles calchaquíes.

INCEPTISOLES: son suelos inmaduros de regiones subhúmedas y húmedas, más desarrollados que los entisoles. Su horizonte está alterado por haber sufrido pérdidas de bases, hierro y aluminio aunque todavía conservan considerables reservas de minerales meteorizables aunque su horizonte superficial es pobre en materia orgánica. Los **Ocreptes ustocreptes údicos** se sitúan en la explanada general del valle de Lerma, calcáreos con acumulación secundaria de carbonatos.

Los **umbreptes** en cambio son ricos en materia orgánica, de tipo ácido y bien drenados característicos de regiones húmedas, como los enticos cuya capa superficial de mantillo y restos vegetales humificados se encuentran en los faldeos y sierras del sector más húmedo de la Selva y Pastizales de Altura.

MOLISOLES: suelos negros o pardos formados por la incorporación de restos vegetales, principalmente gramíneas. Su estructura es granular con saturación de bases altas y predominio de las arcillas y del calcio en el complejo de intercambio.

Los **Ustoles** son de textura gruesa y entre ellos se diferencian los argiustoles acuícos en áreas de escurrimiento y bajadas de cauces del centro este de Salta y los **argiustoles típicos** y **haplustoles típicos** de las llanuras del Chaco, que presentan carbonatos libres con acumulación de sales.

Sobre la base de la clasificación antedicha, se puede sintetizar por subcuencas el tipo de suelos que las caracterizan (mapa 9). En la mayor parte de la **Subcuenca del**

Sta. María-Las Conchas-Guachipas se presentan suelos de grupo de los **entisoles Ortentes**, tipo **torriortentes líticos y típicos** de escaso desarrollo, con dominio de la textura de tipo arenoso-gravilloso con muy poco contenido de materia orgánica y riesgo de sodicidad. En los lechos de los ríos se da la presencia de **torrifuventes típicos** con fondo arenoso (mapa 8).

En la **Subcuenca del Toro-Rosario**, también se da el dominio de los **Ortentes**, con los **torriortentes líticos** y hacia las partes más bajas, los **ustortentes líticos** que son suelos de textura gruesa de poco desarrollo.

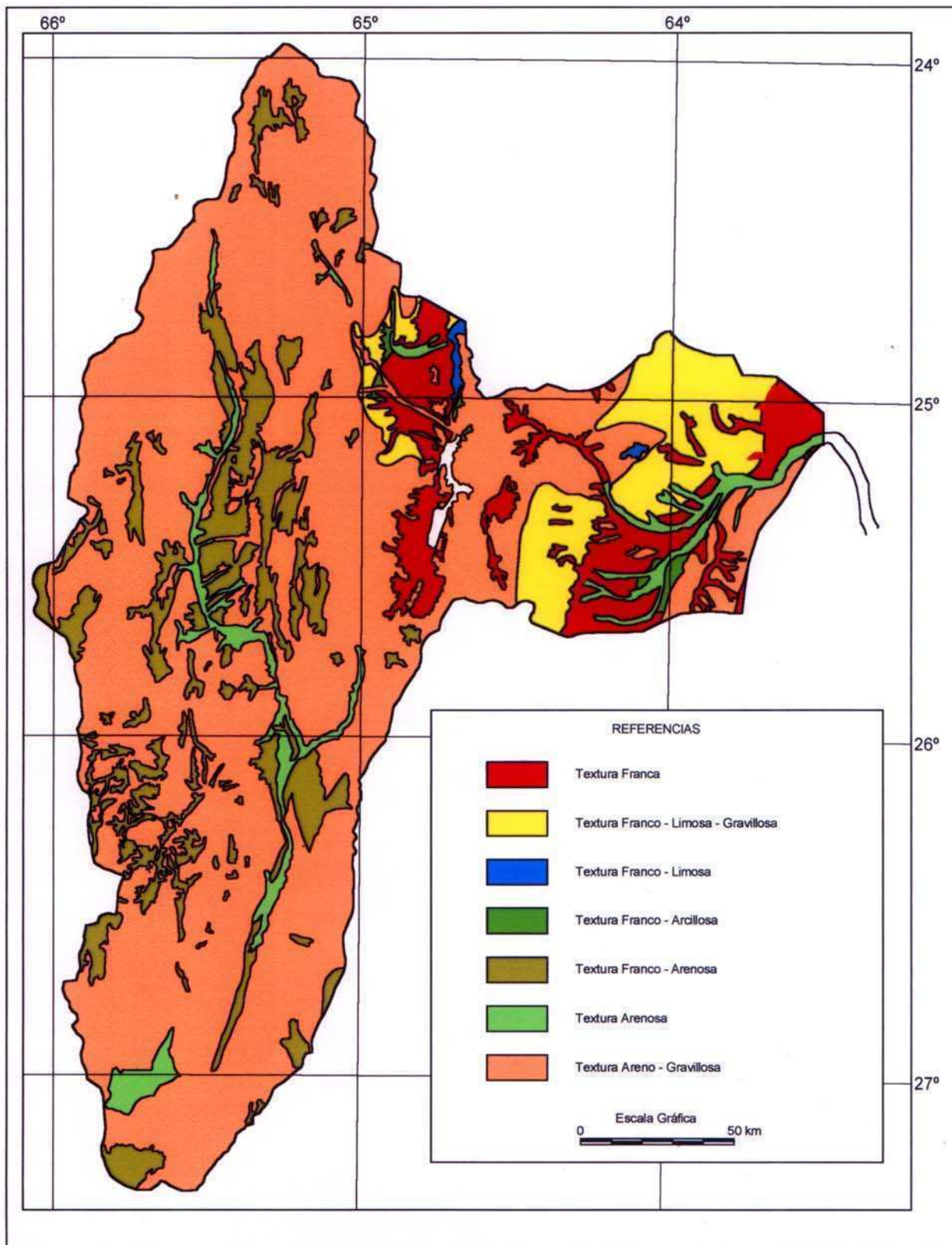
Los suelos **aridisoles y entisoles** dominantes en las dos subcuencas anteriores, son los de menor desarrollo general, con riesgo de sodicidad dado que presentan más del 15% de Na⁺ intercambiable, que provoca la pérdida tanto de su estructura como de la capacidad de regulación hídrica y puede ocasionar problemas potenciales de toxicidad para las plantas no adaptadas.

En la **Subcuenca del Arias-Arenales** dominan los **inceptisoles** que poseen mayor contenido de materia orgánica, a excepción de los **Ocreptes** del tipo **ustocreptes údicos** de textura media franca, que caracterizan a un sector del Valle de Lerma, con tenores bajos del orden del 0.9%. Por su parte, el sector de la **Subcuenca del Pasaje-Juramento** es la que presenta el arco más variado de tipos de suelos, los más ricos en materia orgánica pertenecientes a los **inceptisoles** como los **Haplumbreptes énticos** con un contenido del 4.7% y también un mayor desarrollo de suelos pertenecientes a los molisoles en las llanuras estabilizadas con textura franca y un contenido promedio de materia orgánica entre un 3 y un 5.1%, carácter fundamental para la resistencia a la erosión.

Las superficies ocupadas por cada agrupamiento de tipos de suelo fueron volcadas al mapa en función del **tipo de textura** característica: **gruesas** (como los francoarenosos, arenosos, o areno-gravillosos), texturas **medias** (como el francolimoso-gravilloso, franco-areno-arcilloso arcilloso-arenosa) y por último de textura **finas** (franca a franco-limosa ó limosa) (mapa 8). En la mayor parte de la Alta Cuenca domina la **textura gruesa**, con una superficie de 19.224 km² representando el 47% del total del área, lo que en general coincide con ambientes de climas áridos y semiáridos donde ocurre una rápida infiltración del agua de lluvia y los escurrimientos superficiales son mínimos, salvo cuando sobrevienen las tormentas torrenciales que arrastran grandes cantidades de sólidos a los cursos de agua. También tienen menor capacidad de intercambio catiónico y de retención de nutrientes.

Los suelos de **textura media** tienen aptitud agrícola y pueden estar sometidos a la erosión según las prácticas culturales que en ellos se realicen, que por lo general consisten en el laboreo excesivo y mal manejo de las pendientes en la aplicación del agua de riego agrícola. Estando entonces, caracterizados por una erosión hídrica de ligera a moderada, donde los factores naturales predisponentes tales como la pendiente (longitud y grado), tipo de suelos, geología, intensidad de las precipitaciones y densidad de cobertura vegetal se vinculan a los cambios en las propiedades de los suelos producto de la erosión hídrica, con pérdida de materia orgánica, nitrógeno y de los cationes de intercambio. En la Alta Cuenca representan una superficie acumulada de 12.806 km² esto es el 31.37% del área y se encuentra repartido entre la subcuenca del Arias-Arenales y del Pasaje -Juramento.

En tanto que los suelos de textura fina ocupan el 21.18% de la superficie de la cuenca con 8.647 km², mayormente en la Subcuenca del Pasaje ó Juramento, con suelos poco permeables por ende de escasa infiltración, que dado los volúmenes del escurrimiento superficial arrastran la capa primera del suelo. La presencia de cubierta arbórea y arbustiva puede atenuar los procesos erosivos. La sustentabilidad de los sistemas agrícolas se ve seriamente comprometidos con el tiempo dado la pérdida de la capa superficial del suelo y de la capacidad productiva de los mismos.



Mapa 9: Distribución de la textura superficial de los suelos en la Alta Cuenca del Río Juramento (Salta).

En general se puede decir que la capacidad de drenaje de un suelo es función de su textura: suelos arenosos permitirían volúmenes mayores de agua percolada que suelos con predominancia de arcillas. También podemos esperar una íntima interrelación entre la textura del suelo y su nivel de salinidad en el sentido de que, una baja capacidad de drenaje conduciría a la formación de un suelo salino o bien que niveles altos de salinidad inducen a una falta de drenaje debido al proceso de dispersión de arcillas, por lo que el contenido salino del suelo constituye una medida adecuada de la eficiencia de lixiviación (Llop, 1993).

12. USOS DE LA TIERRA EN LA ALTA CUENCA DEL JURAMENTO (SALTA)

La conservación del suelo se logra con la cobertura vegetal apropiada que minimice el escurrimiento y mantenga el contenido de materia orgánica. En el caso de las tierras de cultivos, se deben utilizar los más adecuados con rotaciones planificadas y uso de labranza conservacionista (INTA Regional NOA).

La cobertura del suelo resulta ser una de las principales herramientas para detener la erosión hídrica y también la eólica. A medida que se intensifica la actividad agropecuaria, se acentúa la pérdida del suelo, lo que se agrava en las regiones tropicales húmedas. En relación a la estructura del suelo importan los factores que condicionan su agregación, y ésta depende del contenido de arcilla, materia orgánica y bases. El calcio favorece la agregación, en tanto que el sodio dispersa las partículas, desmoronando su estructura. La arcilla se une con la materia orgánica mediante puentes o enlaces de cationes bivalentes. Los agregados estables aumentan el poder de absorción de agua por el suelo.

La erosión hídrica comprende tres procesos: el desprendimiento o desagregación, el transporte y la deposición. La desagregación aumenta con el aumento de tamaño de las partículas (arenas) mientras que el transporte aumenta al disminuir dicho tamaño (arcillas).

El escurrimiento del suelo aumenta con la disminución de su textura, los suelos de textura gruesa (arenosos, areno-francos), que poseen valores de infiltración más altos, son los más expuestos.

Los ríos transportan cantidades importantes de sedimentos originados en la erosión de la cuenca. En la provincia de Salta se estima que las superficies afectadas por erosión hídrica están entre las cuatro más relevantes del NOA (después de Formosa, Chaco y Jujuy) (Iruetia, 1990).

La Alta Cuenca del Juramento también fue estudiada en función de las superficies dedicadas a cada tipo de usos del suelo, entendiendo por tal las diferentes coberturas transitorias o permanentes realizadas por el hombre.

La cobertura del suelo es la capa superficial observable en imágenes de sensores remotos, las que fueron interpretadas a los efectos de la confección del mapa temático correspondiente (mapa 10). Se discriminaron cinco usos principales actuales del suelo según se detalla en la tabla 8.

La ganadería o el pastoreo extensivos que se realizan sin manejo representan un altísimo porcentaje (95,40%) de las actividades económicas desarrolladas en la Alta Cuenca. La acción del pastoreo continuo y del pisoteo reducen la cubierta vegetal y

compactan el suelo, generando inestabilidad de las laderas con producción de aludes y coladas de barro o al menos, un incremento de la capacidad erosiva de las aguas.

USOS DEL SUELO	SUPERFICIE (km ²)	SUPERFICIE (en %)
Cultivo bajo riego y / o De Secano	76.152	1,87
Cultivo bajo riego	110.294	2,72
Pastoreo extensivo con Explotación forestal	908.007	22,35
Pastoreo extensivo	2.967.331	73,05
Urbano	65	0,002

Tabla 8 : Principales usos de la tierra en la Alta Cuenca del Juramento (Salta)

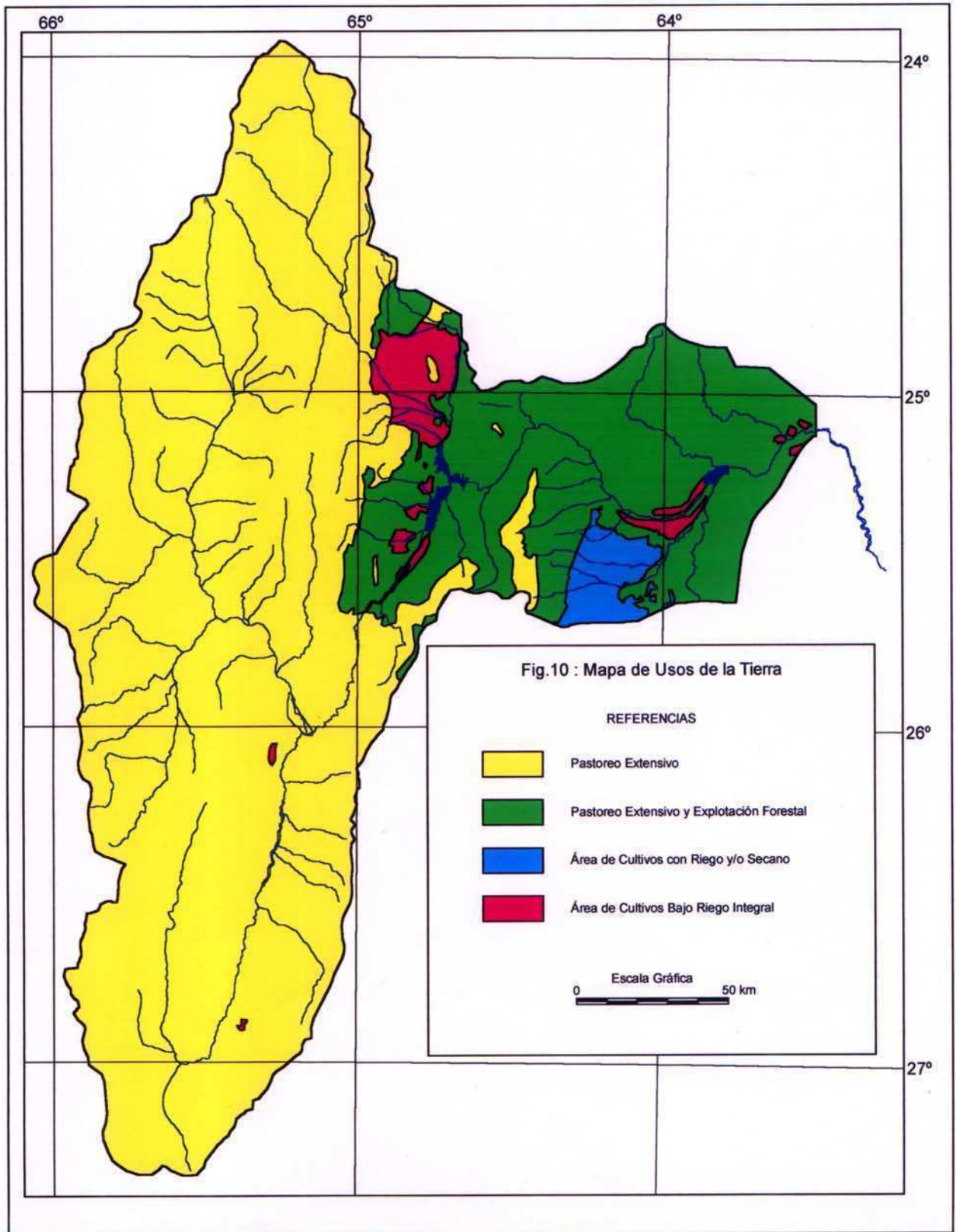
Las forestaciones ocupan una superficie muy reducida de la cuenca, en las laderas del norte del Valle de Lerma y en las zonas selváticas que flanquean el Valle de Metán, donde las precipitaciones son más abundantes.

El área dedicada a la agricultura si bien es mínima (4.59%) ha estado en constante expansión con el crecimiento de la frontera agropecuaria en la región del chaco semiárido (Cuenca del Pasaje-Juramento) donde el desmonte a dado lugar al cultivo de cereales y legumbres, cuya disposición de surcos para el sembradío tiene escasa capacidad de cobertura del suelo (inferior al 30%) (Arzeno, 1997).

En la cuenca de los Valles Calchaquíes, cuya extensión es mayor a los 17.000 km², presenta sólo una proporción de 400 km² como área potencialmente explotable con fines agropecuarios (Valencia *et al.*, 2003).

En general no se utilizan ninguna de las prácticas conservativas para evitar la degradación, y el excesivo laboreo del suelo se manifiesta en la constante pérdida de la capa superficial, razón por la cual la erosión está presente en todos los suelos dedicados a la agricultura, sobre todo cuando ocurren las intensas precipitaciones que superan la velocidad de infiltración y originan un fuerte escurrimiento.

Por otra parte, las zonas altas sujetas a riego, donde la irrupción de aguas erosivas en el sistema tradicional por surcos, origina un proceso de erosión que consiste en la eliminación y lavado de los materiales más finos del suelo, produciendo importantes cambios en la textura, aumentando la capacidad de infiltración y lo que es más importante, disminuyendo la productividad de los suelos. La mayor infiltración en los canales y áreas regadas, puede aumentar el nivel freático que al acercarse a la superficie produce dos impactos: sobrepasa el nivel de explotación radicular produciendo la asfixia de las raíces que quedan en el perfil saturado. Esto implica reducción en los rendimientos y eventualmente la muerte de las plantas.



Mapa 10: Principales Usos de la tierra en la Alta Cuenca del Río Juramento (Salta).

El otro efecto es que la mayor evapotranspiración causada por los ascensos capilares del nivel freático y la utilización del agua por la flora resistente a la salinidad, inducen un aumento en la salinidad del suelo en su primer nivel, lo que también produce la depresión de los rendimientos de los cultivos productivos.

Cualquiera sea el uso del suelo que lo exponga a la erosión por lluvias incrementa la pérdida de los nutrientes.

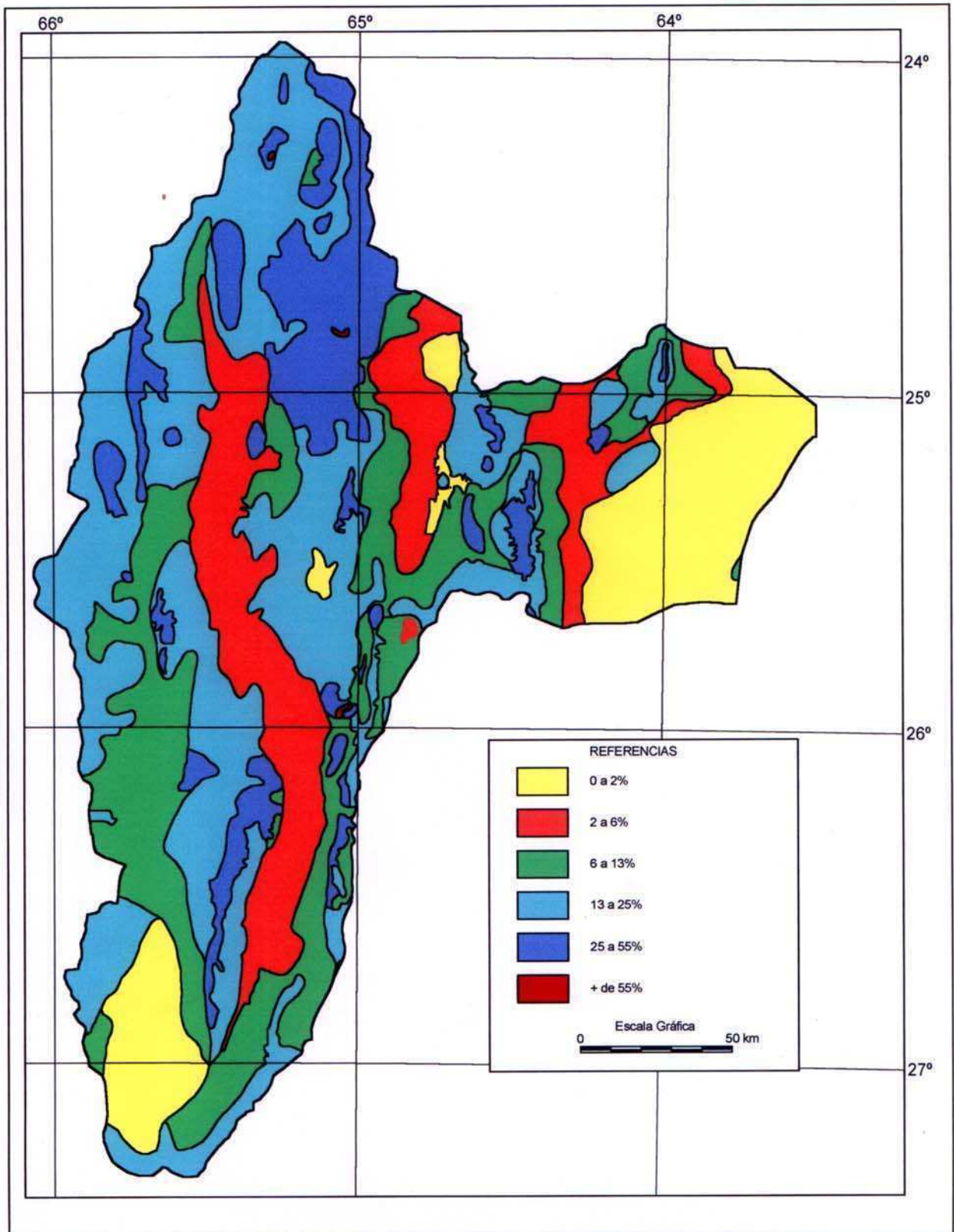
Las pendientes, en la Alta Cuenca del Juramento, fueron clasificadas en seis clases según el criterio de Nadir y Chafatinos (1990) (tabla 9).

CLASE DE PENDIENTE	RANGO DE % DE PENDIENTES	DESCRIPCIÓN	SUPERFICIE (en km ²)	SUPERFICIE (en %)
1	0 – 2	Plano	6.014	14.75
2	2 – 6	Suavemente Ondulado	6.653	16.31
3	6 – 13	Inclinado	8.999	22.06
4	13 – 25	Moderadamente Empinado	13.768	33.76
5	25 – 55	Empinado	5.326	13.06
6	> 55	Muy empinado	25	0.06

Tabla 9 : Clases de pendientes y superficies que corresponden a cada una de ellas en la ACJ

La determinación de las superficies ocupadas por diferentes pendientes en la Alta Cuenca del Juramento se efectuó en base a las hojas cartográficas escala 1:250.000 y 1:500.000 del IGM, con posterior digitalización de las curvas resultantes (mapa 11).

Las pendientes superiores al 2% tienen propensión a la erosión laminar, efecto que se ve agravado a pendientes mayores al 18% en las que se produce erosión por arrastre total. En virtud de esto, se llega a la conclusión de que cerca del 53,31% de las superficies pertenecientes a las clases de pendientes 2, 3 y 4 son altamente susceptibles a erosión laminar y el 31,94% suman las clases de orden superior, siendo susceptibles a la erosión por arrastre total y sólo debieran utilizarse para usos forestales, lo que contrasta gravemente con los usos actuales de la cuenca.



Mapa 11: Distribución de pendientes en la Alta Cuenca del Río Juramento (Salta).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A.- AMBIENTES LÓTICOS

1.- VARIABLES FISCOQUÍMICAS EN LOS CURSOS LÓTICOS

Se realizó el análisis de las variables fisicoquímicas de los principales ríos que conforman las subcuencas de la Alta Cuenca del Juramento: Subcuenca Arias-Arenales-Chicoana (A-A), Subcuenca Toro-Rosario (T-R), Subcuenca Santa María-Las Conchas-Guachipas (CH), Subcuenca Pasaje – Juramento (PJ).

1. 1.- COMPARACIÓN POR SUBCUENCAS

En la comparación general de las principales variables físicas relevadas en todas las subcuencas, se obtuvo algunas diferencias estadísticas entre variables (tabla 10).

Variable	Subcuenca	Promedio	Test nivel significación
Turbidez (N.T.U.)	AA	49,4 a	H = 42,54 ≤ 0,0001
	TR	948,91 a	
	CH	12567,23 b	
	PJ	145,24 a	
S.Totales (mg/L)	AA	245,86 a	H = 66,38 ≤ 0,0001
	TR	1376,82 a	
	CH	10026,22 b	
	PJ	501,35 a	
S.T.S. (mg/L)	AA	44,59 a	H=44,53 ≤ 0,0011
	TR	553,46 a	
	CH	7200,87 b	
	PJ	154,29 a	

Tabla 10: Comparación de las variables fisicoquímicas por subcuencas de la ACJ (N= 185)

La mayor parte de los parámetros fisicoquímicos analizados en los diferentes cuerpos de agua de la cuenca, mostraron rangos de valores característicos de aguas superficiales a nivel mundial (UNEP, 1995). No obstante, existieron excepciones notables, como los ríos de la subcuenca Santa María-Las Conchas-Guachipas (CH), que presentaron valores mayores en los parámetros sólidos totales y disueltos, en virtud de ser la región más árida de todas, en donde las precipitaciones no superan los 200 mm anuales y la rigurosidad del clima determina que la erosión genere importantes tenores de sólidos que son transportados por los diferentes cuerpos de agua. De hecho, el río Guachipas, principal colector de los valles calchaquíes, pertenece al grupo de ríos con descargas extremadamente altas según la clasificación mundial de Meybeck *et al.* (2003).

En el muestreo realizado durante el estiaje, se destacó el río Santa María (en Santa María) tanto por el valor de turbidez (18.660 NTU) como por el acarreo de material sólido en suspensión (12.154 mg/L) transportado, a pesar del escaso caudal ($< 1\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$).

Los sistemas hidrográficos argentinos presentan una amplia diversidad de ambientes acuáticos debido a la gran variabilidad climática existente, y las diferencias regionales dependen de tres factores principales: geología, clima y relieve. La precipitación atmosférica tiene sólo un rol preponderante en la puna y región de Sierras peripampeanas y bolsones asociados (Drago and Quirós, 1996), que abarca la mayor parte de la ACJ.

La subcuenca Toro-Rosario (TR) conformada por cursos lóticos que atraviesan el departamento Rosario de Lerma desde la región puneña hasta su desembocadura en el río Arias-Arenales de la Subcuenca homónima, presenta diferencias altitudinales importantes en las pendientes o declives de los terrenos que atraviesan los cursos lóticos a su paso, incorporando también tenores de sólidos,- si bien no diferenciados estadísticamente-, algo superiores al resto.

Además, los niveles elevados de turbidez ocasionados por los sólidos en suspensión, pueden afectar a los peces, producir daño en las branquias e interferir en la habilidad del animal para encontrar alimento (Campbell & Wildberger, 1992), o modificar sus movimientos migratorios, su resistencia a las enfermedades y alterar el desarrollo normal de huevos y larvas (EPA, 1976).

Variable	Subcuenca	Promedio	nivel significación
pH	AA	8,08 a	F = 4,83 ≤ 0,0029
	TR	8,27 a b	
	CH	8,35 b	
	PJ	8,37 b	
conductividad ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	AA	341,88 a	H= 61,31 ≤ 0,0001
	TR	595,07 b	
	CH	1248,13 c	
	PJ	457,16 a b	
STD (mg/L)	AA	213,23 a	H =61,43 ≤ 0,0001
	TR	823,35 a	
	CH	2825,35 b	
	PJ	340,91 a	
Salinidad (%)	AA	0,22 a	F = 5,52 ≤ 0,0046
	TR	0,20 a	
	CH	0,49 b	
	PJ	0,26 b	
Color (u.Pt-Co)	AA	5,32 a	F =5,91 ≤ 0,0009
	TR	18,83 a b	
	CH	31,27 b	
	PJ	1,11 a	

Tabla 11: Comparación de variables fisicoquímicas entre subcuencas de la ACJ (N=190)

En la subcuenca del río Guachipas (CH), el exceso de contenido salino (tabla 11) es atribuible tanto a la evaporación como al afloramiento de sedimentitas de edad terciaria que le aportan a su paso sales solubles, principalmente de calcio y magnesio (Salusso *et al.*, 2000). Los valores de las variables vinculadas con las sales disueltas se diferenciaron en forma altamente significativa de las restantes subcuencas.

Todos los ríos de esa subcuenca presentaron valores cercanos a $1000 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, excepto el Santa María en su trayecto por Catamarca (menores a $500 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), aunque luego se carga de sales provenientes de sus afluentes: el Amaicha y el Colalao, al igual que los tributarios al Calchaquí.

Se han identificado efectos nocivos de los sólidos suspendidos en su uso para irrigación por la formación de costras en el suelo que inhiben la infiltración del agua, la emergencia de las plántulas e impiden la adecuada aireación del suelo (NAS, 1974).

En la cuenca, el valor más elevado de conductividad se obtuvo en el estiaje en dos ríos: el Guachipas ($2550 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) y el Rosario ($2360 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). El valor inferior se registró en el Arias Santa Lucía con $103 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

El exceso de sólidos disueltos afecta a los cultivos sensitivos, y los cambios rápidos en la salinidad de agua, pueden causar plasmólisis de hojas tiernas y tallos debidos a cambios en la presión osmótica (NTAC, 1978). Los procesos de salinización del agua restringirían su uso para irrigación, dado que valores elevados causan pérdidas en los cultivos, defoliación en las plantas y disminución en la productividad del cultivo (Walker, 1992).

Por otra parte, si bien los cultivos presentan diferentes patrones de tolerancia a la salinidad del agua, no debe olvidarse que la salinidad promedio del agua-suelo es tres veces mayor a la del agua aplicada (Ayers & Westcot, 1985).

Los peces, si bien pueden llegar a tolerar un amplio rango de concentraciones de sólidos disueltos, no obstante pueden ser afectados por valores de conductividad mayores a $600 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, que pueden ser peligrosos para los grupos de peces *Salmónidos* y *Ciprínidos* (Seoanez Calvo, 1998).

En general, la mayor parte de los cursos lóticos presentaron niveles de STD aptos para el consumo del ganado y para el riego en agricultura (Uso III^o) ya que presentaron valores inferiores a 1500 mg/L , excepción hecha de los ríos de la Subcuenca CH y algunos tramos de ríos (Toro, Rosario) en la Subcuenca TR.

En cuanto al pH, los valores se encuadraron en el rango aceptable para los diversos usos del agua. El contraste entre subcuencas puede atribuirse en gran parte al mayor contenido de bicarbonatos y carbonatos en las aguas de los ríos existentes en los valles calchaquíes y en los ríos de la subcuenca del Pasaje-Juramento (tabla 12). Aunque es muy notable la concentración de cationes disueltos (Ca^{2+} y Mg^{2+}) en los ríos de los valles calchaquíes, que duplican prácticamente al resto.

Los bicarbonatos, ejercen un efecto indirecto sobre los iones en solución en el agua de riego al precipitar los iones de calcio y magnesio e, indirectamente favorecer el porcentaje de sodio disponible que se concentra más aún debido a los procesos de evaporación del suelo y de transpiración de los cultivos. La existencia de elevadas concentraciones de bicarbonatos en algunos sectores de la cuenca (en particular del valle de Lerma), se ve agravada por la presencia de suelos de tipo alfisoles que presentan un complejo de intercambio catiónico rico en sodio.

Las concentraciones de bicarbonatos en la mayor parte de los ríos de la cuenca son normales para las aguas naturales superficiales (menores a 200 mg/L), aunque en el Guachipas se llegó a un valor máximo de $444,76 \text{ mg/L}$, y también fuera superado en el río Arias el menor valor admisible (20 mg/L , SEDUE, 1988), cuando se llegó a un valor de cero durante el estiaje, lo que no hace posible que el pH se mantenga a niveles que no afectan la vida acuática.

También los valores extremos de alcalinidad fueron, el máximo para el río Guachipas, con $407,96 \text{ mg/L}$ en noviembre de 2000, y el mínimo de $62,08 \text{ mg/L}$ para el Arias en julio de 1999. Esta situación se repitió para la dureza, que en el Guachipas llegó al valor máximo de $534 \text{ mgCaCO}_3/\text{L}$, y en el Arias al mínimo de $42,10 \text{ mg/L}$. En el primer río la concentración de iones es de origen geoquímico por condiciones de rigurosidad climática

y en el segundo caso, por la presión de vertidos industriales en un curso de muy escaso caudal ($<0.5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) en ese período del año.

En términos de dureza, según EPA (1976), las aguas de las subcuencas AA y TR pueden clasificarse como moderadamente duras, siendo duras en la subcuenca Calchaquí, y tendiendo hacia este último estado las aguas del Juramento.

Las subcuencas TR y AA presentaron menores valores de dureza y cationes correspondientes (Ca^{2+} y Mg^{2+}) por discurrir los ríos sobre rocas precámbricas de la Formación Puncoviscana que, por ser una formación antigua y con rocas metamórficas, es pobre en sales solubles.

Variable	Subcuenca	Promedio	nivel significación
Alcalinidad (mg CaCO_3/L)	AA	135,03 a	F = 12,24 $\leq 0,0001$
	TR	150,89 a b	
	CH	207,93 c	
	PJ	166,70 b	
CO_3^{2-} (mg/L)	AA	11,96 a	H = 24,62 $\leq 0,0138$
	TR	23,29 b	
	CH	23,81 b	
	PJ	17,63 a b	
HCO_3^- (mg/L)	AA	133,91 a	F = 11,63 $\leq 0,0001$
	TR	145,25 a b	
	CH	214,65 c	
	PJ	167,07 b	
Dureza total (mg CaCO_3/L)	AA	126,09 a	F = 41,62 $\leq 0,0001$
	TR	151,56 a b	
	CH	334,43 c	
	PJ	170,73 b	
Calcio (mg/L)	AA	38,49 a	F = 16,67 $\leq 0,0001$
	TR	47,34 a	
	CH	78,11 b	
	PJ	47,54 a	
Magnesio (mg/L)	AA	7,8 a	F = 25,35 $\leq 0,0001$
	TR	9,89 a	
	CH	33,93 b	
	PJ	12,28 a	

Tabla 12: Comparación de variables fisicoquímicas entre subcuencas de la ACJ (N=185)

Según los valores guía de dureza para agua utilizada para bebida de animales (uso III^o), no debe excederse los 500 mg CaCO_3/L . Excepto el Guachipas, todos los sitios están muy por debajo de ese límite de tolerancia.

Las aguas del Guachipas se enriquecen con el aporte salino del río Conchas cuya utilidad para riego es muy restringida por la presencia de elementos tóxicos (Cl^- y Na^+).

De acuerdo con el rango de pH y alcalinidad, todos los ambientes presentaron una adecuada capacidad buffer o amortiguadora, que permitiría disminuir la solubilidad de sustancias tóxicas (ej. metales pesados) como así también atenuar los cambios bruscos del pH y otros efectos extremos que producirían las descargas puntuales a lo largo del gradiente temporo-espacial de la cuenca.

Los sulfatos presentaron valores elevados en muy pocos cursos lóticos (tabla 13), principalmente en los ríos Calchaquí en San Carlos y el Guachipas (donde osciló entre 230 y 274 mg/L) que incorporan el ión por disolución a partir de rocas sulfatadas (subcuenca CH). El río Rosario (subcuenca TR), en sucesivos muestreos realizados durante el estiaje de 1999, el agua mostró valores elevados (que oscilaron entre 180 y 580 mg/L), los que ineludiblemente pueden atribuirse a la descarga de efluentes provenientes de una curtiembre que utiliza sulfatos y cloruros en el procesamiento de los cueros (Salusso 2000 b). En la subcuenca PJ, los ríos Medina y Juramento en Lumbreras incorporan el anión al atravesar rocas terciarias y, el último además enriquece su aporte por recibir vertidos difusos provenientes de la actividad agrícola porotera, sojera y algodonera.

Tenores de sulfatos superiores a 100 mg/L se consideran no aptos para la conservación de la vida acuática (uso IV^o).

Variable	Subcuenca	Promedio	nivel significación
Cloruros (mg Cl ⁻ /L)	AA	17,29 a	H = 43,57 ≤ 0,0001
	TR	25,83 a	
	CH	186,05 b	
	PJ	49,44 a b	
Sulfatos (mg SO ²⁻ ₄ /L)	AA	26,24 a	H = 26,98 ≤ 0,0001
	TR	48,00 a	
	CH	51,03 a	
	PJ	70,50 b	
Hierro total (mg /L)	AA	0,14 a	H = 56,76 ≤ 0,0001
	TR	0,61 a	
	CH	51,61 b	
	PJ	2,68 a	
Fluoruros (mg F ⁻ /L)	AA	0,38 a	F = 6,02 ≤ 0,003
	TR	0,34 a	
	CH	0,66 b	
	PJ	0,36 a	
Silice soluble (mgSiO ₂ /L)	AA	10,93 a	F = 11,08 ≤ 0,0001
	TR	15,65 a	
	CH	36,13 b	
	PJ	15,94 a	
Potasio (mg /L)	AA	5,17 a b	F = 6,20 ≤ 0,0025
	TR	3,43 a	
	CH	7,58 b	
	PJ	4,03 a	

Tabla 13: Comparación de variables fisicoquímicas entre subcuencas de la ACJ (N=185)

Los cloruros fueron elevados sólo en la subcuenca calchaquí, por la presencia de halitas entre otros minerales en el área de drenaje. Se estima que valores que superan 50 mg Cl⁻/L pueden ser peligrosos para algunos grupos de peces (Seoanez Calvo, 1998). También la presencia de cloruros en exceso, tanto en el agua de riego como en el extracto de saturación del suelo, pueden tener incidencia sobre la vida vegetal, en particular sobre las plantas leñosas perennes, mucho más sensibles que las anuales (Ayers & Westcot, 1985).

Los fluoruros se diferenciaron también por su concentración mayor en la subcuenca calchaquí, siendo su origen geoquímico natural y presentaron correlación positiva altamente significativa con el calcio y el potasio ($p < 0,002$); y guardaron proporcionalidad con los tenores de cloruros. Los tipos de suelo dominante en los valles calchaquíes, de los ordenes entisoles del grupo torrifluventes típicos, característicos de climas áridos, poseen sales solubles en el perfil, razón por la cual presentan los mayores valores promedios de los iones detallados precedentemente. Por su parte, la existencia también de aridisoles del suborden argides, aporta durante las lluvias grandes cantidades de sólidos suspendidos.

En general, las aguas de la cuenca pueden calificarse como bicarbonatadas-sulfatadas cálcicas.

El boro cuyo valor promedio en la cuenca durante el estiaje fue de 1,807 mg/L también supera el nivel guía para su uso en riego (0,5 mg/L) y para conservación de la vida acuática (0,75 mg/L). La cuenca tiene una elevada concentración del elemento, dado que por una parte existen yacimientos naturales de boratos en la región puneña y por otra parte, se extrae y procesa el mineral en el área central de la cuenca (en el valle de Lerma, parte de las subcuencas AA y TR). Los valores más elevados se dieron en las subcuencas Arias Arenales (promedio 2,62 mgB/L) y en la subcuenca calchaquí (promedio de 2,99 mgB/L). Los registros más elevados fueron en el río Arenales en Parque Industrial (11,2 mg B/L) y en el río Santa María (12,9 mgB/L) en la localidad homónima.

El oxígeno disuelto (expresado en mg/L) se diferenció significativamente entre subcuencas (tabla 14), y se destacan los tenores inferiores en la subcuenca T-R, debido a que el río Rosario es afectado por vertidos combinados cloacales e industriales, en especial durante el estiaje, cuando la descarga promedio produce una DBO₅ de 100,3 mg O₂/L, valor muy por encima del límite máximo de descargas contaminantes permitidas a los cuerpos receptores para protección de posibles usos para potabilización del agua y uso agrícola; que establecen un máximo de 50 mgO₂/L (DIPAS, 1995). Sin embargo, el rango de valores expresados en porcentajes de saturación, no ofrecieron contrastes entre subcuencas al momento del muestreo, aunque el promedio de la subcuenca T-R fuera inferior al resto (63,50%), y se haya establecido previamente en ese sitio un registro mínimo de 0,5 mg O₂.L⁻¹, tal como ocurre en el río Arenales al atravesar la ciudad capital de Salta (Salusso, 2000b).

La subcuenca calchaquí tiene valores ligeramente elevados de materia orgánica, a pesar de ser la densidad poblacional del área extremadamente baja (< 1 hab.km²). Estos valores pueden deberse a que durante el estiaje, los caudales de los ríos son inferiores a 1 m³.s⁻¹ y no facilitan los procesos de autodepuración; y también a que la técnica empleada (DQO), sobrevalúa el contenido orgánico al incorporar también el oxígeno consumido en la oxidación de materia inorgánica reducida presente en las muestras (tabla 14).

La capacidad de autodepuración de los sistemas fue proporcional al caudal líquido, por dicho motivo las subcuencas Arias-Arenales y del Juramento fueron las que ofrecieron los niveles más bajos de materia orgánica de la cuenca. El río Arenales, es el receptor de

vertidos puntuales y difusos más afectado por la incidencia de las actividades económicas y la densidad poblacional existentes en su área de drenaje.

Variable	Subcuenca	Promedio	nivel significación
O.D. (mg/L)	AA	5,36 a b	F = 3,33 ≤ 0,0207
	TR	4,82 a	
	CH	5,76 a b	
	PJ	6,27 b	
COD (mgO ₂ /L)	AA	16,22 a b	F = 16,63 ≤ 0,0001
	TR	52,60 c	
	CH	29,04 b	
	PJ	8,74 a	
N-NH ₃ (mg/L)	AA	4,34 b	F = 12,72 ≤ 0,0001
	TR	5,15 b	
	CH	0,22 a	
	PJ	0,08 a	
N-NO ₂ (mg/L)	AA	0,20 b	F = 4,91 ≤ 0,0027
	TR	0,11 a b	
	CH	0,03 a b	
	PJ	0,03 a	
N-NO ₃ (mg/L)	AA	0,77 a	F = 14,17 ≤ 0,0019
	TR	0,62 a	
	CH	0,28 b	
	PJ	0,24 b	
Clorofila a (mg/L)	AA	14,21 b	F = 5,90 ≤ 0,0007
	TR	8,75 a b	
	CH	3,01 a	
	PJ	8,65 a b	

Tabla 14: Comparación de variables tróficas entre subcuencas de la ACJ (N=186).

La mayor parte de los sitios presentaron valores de DQO inferiores a 40 mgO₂/L, a excepción de los ríos Rosario (79,80 mgO₂/L) y Arenales en Paso Sarmiento (42 mgO₂/L).

El tenor de amoníaco se diferenció en la subcuenca Toro-Rosario donde los líquidos residuales vertidos por la curtiembre, combinados con los efluentes cloacales constituyen un foco permanente de aportes, generando valores de amoníaco que pueden ser tóxicos para la fauna ictícola a pH elevados, cuando se incrementa la temperatura, aunque su efecto nocivo disminuye cuando aumenta la salinidad y la fuerza iónica (EPA, 1976). Si consideramos que en el río Rosario, la temperatura media anual osciló entre 21,32 ± 0,86 y que el pH fue de 7,79 ± 0,06, la proporción de amonio no ionizado en la solución acuosa en esas condiciones, debería ser del 2,8% según tabla (Thurston, 1974). Si calculamos también, según tabla, cual sería la cantidad de amonio total (NH₃ + NH₄⁺) que contenga una concentración de NH₃ igual a 0,02 mg.L⁻¹ (que es el valor límite considerado nocivo para la vida acuática), esto representaría para el estiaje un valor de 0,52 mg.L⁻¹ y para el período de crecidas de 1,6 mg.L⁻¹. En comparación con los datos reales obtenidos en el muestreo, con un promedio en estiaje de 9,19 ± 11,82 y en crecidas de 0,12 ± 0,14 mg/L, se debe asumir que al menos durante el período de aguas bajas, existió riesgo de

toxicidad por amonio para la fauna ictícola en el río Rosario. La fauna ictícola existente en la actualidad en el mismo ha disminuído a menos de 4 especies (Monasterio, 2001). La calidad del agua del río Juramento si bien cumple con la mayoría de los valores sugeridos para los diferentes usos (SRH, 1994), también supera en todos los sitios, la concentración de nitrógeno amoniacal sugerida para preservación del uso IV^o ($\leq <0,02$ mg/L).

Las subcuencas A-A y T-R fueron las que presentaron mayores concentraciones de las distintas formas de nitrógeno. Ambas subcuencas presentan distintas actividades antrópicas que generan el nutriente, en particular el cultivo del tabaco y hortalizas que insumen una gran cantidad de fertilizantes. A nivel mundial, el consumo de fertilizantes nitrogenados es 26 veces más grande que de los fosforados, y dada la alta movilidad del nitrógeno se produce su rápida incorporación al medio acuático (Turner et al., 2003). Existió una relación lineal positiva entre clorofila *a* y las formas de nitrógeno inorgánico ($p < 0,007$).

Las concentraciones de fósforo total (PT) y fosfato reactivo soluble (PRS) en mg/L, en la subcuenca del Juramento fueron relativamente bajas (tabla 15). No obstante, si tomamos en consideración la carga de fósforo en función del módulo promedio de los ríos, - cuyo caudal incluso está subvaluado-, la situación varía, siendo llamativamente más altas que en las otras subcuencas.

Variable	Subcuenca	Valor promedio (mg/L)	nivel de significación	módulo promedio ($m^3 \cdot s^{-1}$)	Carga tn/año
PT (mg/L)	AA	0,69 a b	H =16,87 $p \leq 0.005$	5,0	AA \equiv 108,80
	TR	1,14 b		3,0	TR \equiv 107,85
	CH	0,44 a		1,25	CH \equiv 17,34
	PJ	0,53 a b		25	PJ \equiv 417,85
P-PRS (mg/L)	AA	0,59 a	H = 20,05 $p \leq 0.0001$	5,0	AA \equiv 93,03
	TR	0,30 a		3,0	TR \equiv 28,38
	CH	2,32 b		1,25	CH \equiv 91,45
	PJ	0,26 a		25	PJ \equiv 204,98

Tabla 15: Comparación de concentración de fósforo por subcuencas de la ACJ (N=181).

El área dedicada a la agricultura es mínima en la ACJ (4.59% a inicios de 1990), pero en la región del chaco semiárido de la subcuenca PJ está en constante expansión. Allí, el crecimiento de la frontera agropecuaria ha producido el desmonte para dar lugar al cultivo de cereales, oleaginosas y legumbres, cuya disposición de surcos para el sembradío tiene escasa capacidad de cobertura del suelo (inferior al 30%) (Arzeno, 1997). El rango de pendientes que dominan en la cuenca, se corresponden a las clases 3 y 4 (entre 6 - 25%). Ésto asociado a las prácticas agrícolas determinan la constante pérdida de sólidos y nutrientes, especialmente fósforo.

La estimación de cargas (tn/año) a partir de datos instantáneos de fósforo obtenidos en el estiaje de 2000, arrojaron los resultados detallados en la tabla 16. Si dejamos de lado, las objeciones vinculados a la variación de la sección y por ende del caudal a lo largo de los ríos, y el cuestionamiento de la representatividad de los datos considerados, no obstante el ejercicio de cálculo permite visualizar que el río Arenales en Las Garzas (Subcuenca AA) transportó más de cuatro veces PT que los otros ríos y más de ocho

veces fósforo en su forma soluble reactiva (tabla 16). El paraje Las Garzas se ubica aguas abajo de la desembocadura de la planta de tratamiento de vertidos cloacales de la ciudad de Salta (40 km), la tasa de flujo del crudo que ingresa a la planta excede su capacidad de tratamiento, con lo que, si bien dicho efluente crudo está clasificado al presente como “muy diluido” (Metcalf and Eddy, 1996), se vierte al río sin tratar. Esta es la razón de tan elevada carga del nutriente en este sitio.

Variable	Lugar	módulo observado (m ³ .s ⁻¹)	Valor instantáneo (mg/L)	Carga (tn/año)
PT (mg/L)	Arenales Garzas	10,656	0,8	268,84
	Toro	3,289	0,14	14,52
	Rosario	2,9	0,6	54,87
	Guachipas	1,107	0,33	11,52
	Juramento Qchal.	11,4	0,18	64,71
P-PRS (mg/L)	Arenales Garzas	10,656	0,74	248,68
	Toro	3,289	0,117	12,14
	Rosario	2,9	0,147	13,44
	Guachipas	1,107	0,163	5,69
	Juramento Qchal.	11,4	0,082	29,48

Tabla 16: Estimación de cargas de fósforo (tn/año) en base a datos instantáneos de concentración y caudal medidos en el estiaje de 2000

El fósforo es un elemento clave del crecimiento algal en la mayoría de los cuerpos de agua de las regiones templadas (Golterman, 1975; Schindler 1978). En regiones tropicales y subtropicales, en cambio, el nitrógeno suele ser limitante del desarrollo del fitoplancton (Henry *et al.*, 1997; Tundisi *et al.*, 1997). En los ríos andino-patagónicos, la relación NID/PRS es de 5, de lo que se infiere que están regulados por el contenido de nitrógeno, o en su defecto por el efecto combinado del N + P (Pedrozo *et al.*, 1993; Díaz y Pedrozo 1994). Al analizar la proporción de nitrógeno y fósforo inorgánico solubles, se observó que la mayoría de los cursos fluviales principales, tuvieron valores de N/P inferiores a 7:1, y por lo general menores a 5 (tabla 17, fig. 4).

Lugar	Relación N/P	C.V.
Toro	9.625 a	1.237
Rosario	26.342 b	0.878
Arenales Paso Sto.	13.763 b	1.044
Arenales Las Garzas	14.883 b	1.130
Guachipas	4.888 a	1.050
Juramento Banderas	3.098 a	0.655
Juramento Lumbreras	2.161 a	0.622
Medina	3.294 a	0.929
Juramento El Tunal	2.385 a	0.625
Juramento Quebrachal	2.534 a	0.531

Tabla 17: Valores promedios de N/P soluble en los principales cursos fluviales de la ACJ

Los requerimientos estequiométricos para un balanceado crecimiento de las microalgas en los sistemas acuáticos se corresponden a la expresión empírica o relación de Redfield (N 16:P1, en términos atómicos) ó a la relación 7.5:1 mg/L. Se asume que cuando es <5:1 mg/L el nitrógeno podría ser limitante, y cuando es mayor de 10:1 mg/L, lo sería el fósforo (Elser *et al.*, 1996).

Al analiza la proporción N/P a lo largo del río Juramento en el período de estudio, se observó que salvo a la salida del embalse El Tunal en el mes de febrero de 1999 (fig. 4), se dieron valores por lo general inferiores a 5:1.

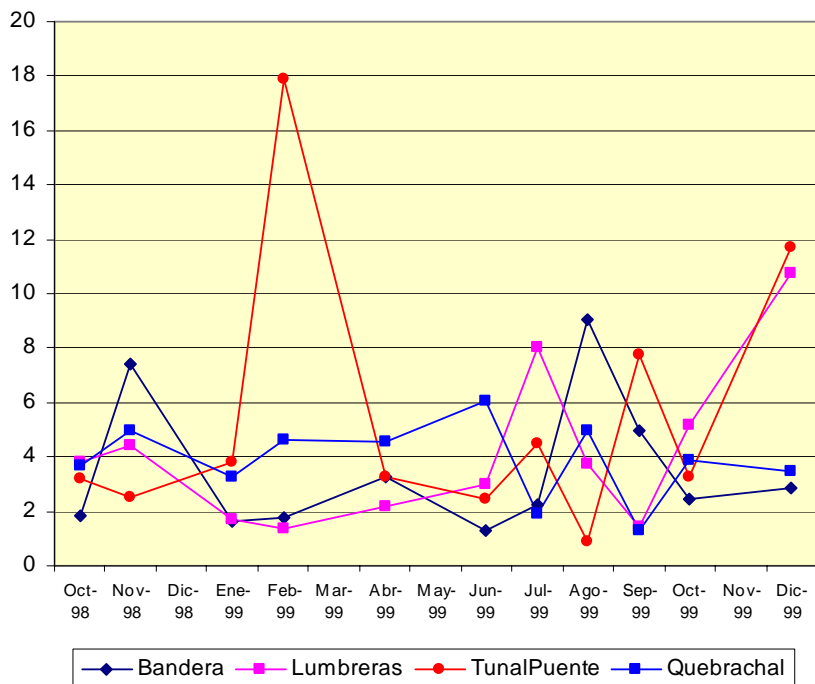


Fig. 4: Relación nitrógeno inorgánico soluble/ fosfato reactivo soluble en los diversos tramos del río Juramento

En una trabajo anterior (Salusso, 1998) se estableció la existencia de “ríos con un grado mayor de contaminación orgánica” tales como el Arias a su paso por el Departamento Capital de Salta, y el Rosario; y otro grupo de ríos “menos contaminados” con menor impacto de vertidos. Al agrupar los datos de los ríos “más contaminados” (Arias y Rosario = grupo I^o) y compararlos con los restantes ríos (grupo II^o), se observaron diferencias altamente significativas entre ambos grupos, tanto en los valores de N, P como en la relación N/P (tabla 18).

En el primer grupo, los valores promedio de nitrógeno inorgánico soluble fueron más elevados, en virtud tanto de la presencia de efluentes cloacales e industriales sin tratamiento adecuado, como así también de aportes de origen difuso; en comparación con los ríos que presentan caudales mayores (como el Juramento) o tienen comparativamente menor impacto antrópico (como los ríos Toro, Guachipas y Medina).

Grupos	Variable	Promedio \pm DS	p <
I ^o II ^o	NIS	11,33 \pm 11 0,76 \pm 1.17	H = 18,50 0,00
I ^o II ^o	P- PO ₄ ³⁻	1,03 \pm 1.44 0,196 \pm 0.3	H = 12,20 0,004
I ^o II ^o	Relación N/P	20,05 \pm 20 5,29 \pm 8.13	H=16,25 0,00
I ^o II ^o	Clorofila a	18,532 \pm 1,179 14,510 \pm 1,336	no signif.

Tabla 18 : Comparación de variables tróficas según dos grupos de ríos (I^o= contaminados y II^o= de menor impacto antrópico) en la Alta Cuenca del Juramento para el período 1998- 2001.

Los ríos con mayor impacto antrópico tendieron a presentar una relación N/P alta, en tanto que los que sufren menor presión de vertidos presentaron una situación inversa de menor proporción de nitrógeno. Al no existir diferencias de biomasa entre ambos grupos, se presume que podrían estar funcionando a su capacidad de carga.

La ejecución de bioensayos determinaron que se produjo menor biomasa en el medio de cultivo que presentaban menor cantidad nitrógeno, o cuando existió una inadecuada proporción de ambos nutrientes (Salusso, 1998).

El contenido de clorofila a del plancton no difirió en forma significativa entre ambos grupos (tabla 18). En ambientes lóticos en regiones montañosas se puede dar que existan comunidades algales, tanto del perifiton como del fitoplancton, que se estanquen durante los períodos de sequía o bien que la menor velocidad de desplazamiento del agua permita un tiempo de residencia mayor que favorezca los procesos de eutrofización en el sistema lótico. Cuando sobrevienen las crecidas, el arrastre de inóculos desde cursos temporarios y la deriva del bentos pueden contribuir a sostener el nivel del pigmento en el río.

En función de los valores establecidos para regiones tropicales (Ramírez González y Viña Vizcaíno, 1998), tanto por el tenor de clorofila a ($> 10 \text{ mg.m}^{-3}$) como de fosfatos ($> 0,0429 \text{ mg.l}^{-1}$), ambos grupos de ríos expresan síntomas de eutrofización creciente.

Las causas de eutrofización dependen también de las características geológicas de la cuenca, que está dominada por rocas sedimentarias, y provista de pendientes superiores al 13% en al menos la mitad de su superficie (Nadir y Chafatinos, 1990). Por lo tanto, el suelo es susceptible a una erosión media a intensa, más aún por las prácticas agrícolas actuales, no conservativas.

La materia orgánica, que es fundamental para la estructuración del suelo y su resistencia a la erosión, está presente en porcentajes muy bajos en la mayoría de las clases de suelos existentes (Panzeri y Salusso, 2000). El uso del suelo, en términos genéricos está mayormente ligado a la ganadería sin manejo (95.40% de la superficie de la cuenca), siendo responsable de los fuertes desequilibrios ambientales que ocurren, en particular inestabilidad de laderas, pérdida de cobertura vegetal y reemplazo de especies de valor forrajero.

La categorización del río Juramento, en función del nivel trófico propuesto por Felföldy (1987) permite establecer un estado de mesotrofía.

1. 2.- VARIABLES FÍSICOQUÍMICAS EN EL CICLO HIDROLÓGICO

Las variables fisicoquímicas mostraron diferencias significativas en relación a los distintos períodos del ciclo hidrológico (tabla 19).

Variable	Período	p <
pH	E = 8,39 a C = 8,11 b	T=-4,46 0,0001
T°C	E = 20,16 a C = 22,80 b	T=4,08 0,0004
% O.D.	E = 75,72 b C = 64,85 a	T=-2,35 0,0197
Turbidez	E = 209,84 a C = 4894,88 b	W=7078 0,0001
STD	E = 443,81 a C = 1241,92 b	T=421 0,0185
Alcalinidad total	E = 172,28 b C = 142,73 a	T=-4,45 0,0001
Dureza total	E = 191,92 C = 146,34 a b	T=-3,22 0,0015

Tabla 19: Diferencias entre subcuencas en las variables fisicoquímicas en ambos períodos del ciclo hidrológico (N=185)

El pH tuvo los valores más bajos durante el período de crecidas en la subcuenca del AA (7,85), manifestando el efecto de la escorrentía sobre los residuos ácidos contaminantes que inciden sobre la capacidad amortiguadora de las aguas. Durante el estiaje, por el mayor tiempo de retención hidráulica y temperatura, al reducirse la turbiedad se producen valores significativamente más altos en las subcuencas restantes (TR= 8,35; CH= 8,42; PJ= 8,46), merced al incremento de la actividad fotosintética.

La conductividad fue muy alta en el período de crecidas en la subcuenca CH (1605,20 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) y diferente estadísticamente, incluso durante el estiaje (1154,16 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), a las restantes subcuencas.

La temperatura fue mayor durante la época de lluvias en todos los sitios. A causa de esto se produjo menor solubilización del oxígeno atmosférico en este período, siendo las subcuencas más afectadas las que también son más contaminadas (TR=4,31 mgO_2/L y AA= 4,32 mgO_2/L), y aquellas que aún en ese período transportan bajos caudales líquidos (CH=4,64 mgO_2/L).

El acarreo de material sólido y en consecuencia la turbidez fue altamente diferente entre períodos, siendo notable el valor de la subcuenca CH durante las crecidas (promedio= 51026,80 NTU), al igual que los valores de sólidos (S. totales = 39436,60 mg/L , STS = 30045,23 mg/L). Por otra parte, la litología y tipos de suelos dominantes en la extensa subcuenca que comprende los valles calchaquíes, determina que, se produzca un significativo aumento con el incremento de la descarga, tal como se evidenciara en el comportamiento de la conductividad eléctrica. De manera tal que por escorrentía, la subcuenca transportó un promedio de sólidos disueltos más elevado durante las crecidas (CH= 9391,37 mg/L) que en el estiaje (1001,45 mg/L).

Los procesos metabólicos tanto como los de disolución física del dióxido de carbono, determinaron que durante el estiaje fueran más elevadas las concentraciones de aniones débiles, sobre todo en la subcuenca CH (promedio estiaje = 219,52 $\text{mgHCO}_3^-/\text{L}$),

acompañados por la disolución de cationes presentes en el suelo y las rocas ($\text{Ca}^{2+} = 327,91 \text{ mg/L}$ y $\text{Mg}^{2+} = 36,96 \text{ mg/L}$). Otros aniones, como los cloruros fueron también más abundantes en los valles calchaquíes, tanto en estiaje ($166,42 \text{ mgCl}^-/\text{L}$) como en crecidas ($252,80 \text{ mgCl}^-/\text{L}$). A partir del paso de los tributarios que nacen en las últimas estribaciones de las Cumbres del Obispo (Arroyo Ayuza y Tobar, entre otros) y el río Conchas al atravesar la quebrada de Las Flechas, se incorporan por disolución, las sales tanto de CaSO_4 como de NaCl y de Na_2SO_4 . De allí que también los tenores de dureza total fueran elevados en ambos períodos (estiaje= $327,16$ y crecidas= $355,30 \text{ mgCaCO}_3/\text{L}$) y significativamente diferentes a las restantes subcuencas. La subcuenca del AA fue la que detentó los menores valores ($94,88 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$) y en forma transicional la del TR ($109,23 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$), ambas durante el período de crecidas.

El río Juramento tiene un caudal medio anual alrededor de $25 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ y durante el período de crecidas puede alcanzar un promedio de $63.575 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Desde sus nacientes, en el paraje Las Juntas donde se enclava el embalse Cabra Corral va atravesando terrenos que tienden a reducir sus pendientes, desde niveles superiores al 50%, descendiendo a valores entre un 6 y 13% en la zona media, hasta alcanzar finalmente las áreas de desmonte del valle de Metán dedicadas a la agricultura, donde se está a nivel de llanura (<2%). Dicha condición se refleja en la reducción del transporte difuso del material suspendido, desde las tierras cultivadas, particularmente durante el estiaje (fig.5).

El efecto de retención y sedimentación de sólidos en ambos embalses, se constata primero en Banderas, sitio ubicado a menos de 45 km de la salida del Cabra Corral, y luego en El Tunal a menos de 2 km de la salida del embalse homónimo (fig.5)

La región del chaco semiárido salteño ha sido sometida a una intensa deforestación, que en menos de una década ha comprometido una superficie mayor a 500.000 ha., siendo el área bajo cultivo altamente susceptible de ser erosionada.

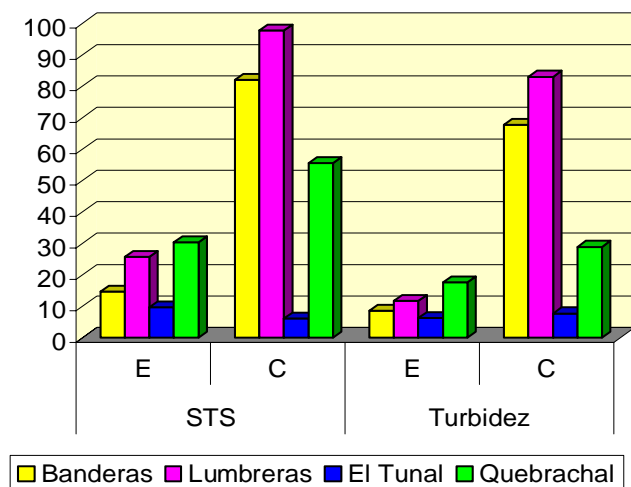


Fig.5: Comparación del material particulado en diversos sitios del río Juramento

En el ciclo hidrológico, las diferencias en la concentración de sales disueltas entre sitios, se debieron básicamente a su incremento durante las crecidas por efecto de la escorrentía superficial (tabla 19). El río Pasaje en Peñas Blancas fue el sitio con menor contenido de sólidos disueltos, a la salida misma del embalse C.Corral. La presa

derivadora del Miraflores también retiene iones disueltos durante el período de aguas altas, de igual manera que el Juramento a la salida del embalse El Tunal (fig. 6).

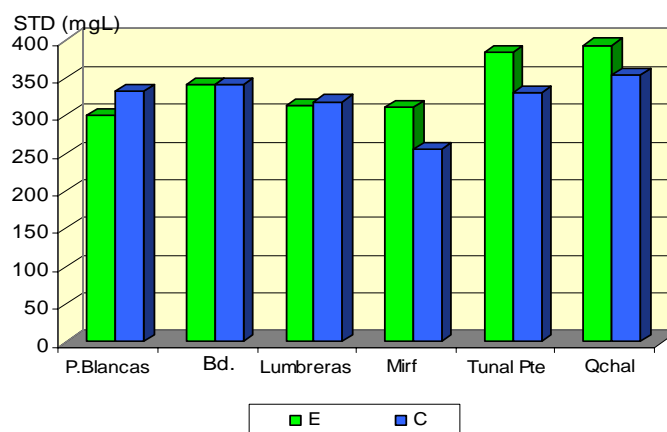


Fig.6: Comparación de períodos del ciclo hidrológico en el sistema Pasaje-Juramento aguas abajo del embalse C. Corral

Las presas disminuyen el transporte de iones disueltos sobre todo durante las crecidas, reduciendo la significación de las periódicas inundaciones como factor de enriquecimiento en el área de influencia. En un análisis pormenorizado, los “aparentes contrastes” existentes entre fases del ciclo hidrológico, cuando se realiza la evaluación sitio por sitio, - en el caso del río Juramento-, al estar regulado, no permitió diferenciar significativamente ambas fases (fig.6). La regulación provee una condición de homogeneización, aún de aquellas variables que habitualmente están sujetas a la curva de crecimiento-decrecimiento del caudal.

1.3. VARIABLES TRÓFICAS EN EL CICLO HIDROLÓGICO

A lo largo del ciclo hidrológico se pueden también diferenciar las principales variables tróficas, excepto la clorofila a y el nitrato (tabla 20).

La subcuenca del TR presentó los valores más altos de DQO en ambos períodos (E= 49,81 y C=57,90 mgO₂/L) debido al impacto que ejercen los líquidos residuales vertidos por la curtiembre sobre el río Rosario, provenientes del pelado, emparejado de los cueros y remojado para eliminar sangre y restos orgánicos, y del descarado para remover el tejido adiposo y demás etapas complementarias del procesamiento de cueros, que generan una elevada proporción de materia orgánica y sólidos, que se ven potenciados por la disposición conjunta de los efluentes cloacales de la ciudad de Rosario de Lerma.

Esto determina que superen el máximo establecido de DBO₅ de 50 mgO₂/L para descargas de efluentes a cuerpos receptores y también el valor guía de 3 mgO₂/L para los usos II^o (actividades recreativas con contacto directo), III^o (actividades agropecuarias) y IV^o (protección de la vida acuática) establecidos por la SRH (1994). Aguas abajo del vertido se recuperan los tenores admisibles de descarga de efluentes, pero no los valores guía emanados de la SRH.

Algunas de las formas inorgánicas de nitrógeno también se diferenciaron entre períodos (tabla 20). En el caso del amonio (N-NH₃), la subcuenca TR superó significativamente al resto, tanto en el estiaje (5,07 mg/L) como en crecidas (5,29 mg/L);

los nitritos fueron más altos en la subcuenca calchaquí que en el resto; especialmente en el río Guachipas durante el período de aguas altas (3,10 mg N-NO₂).

Variable	Período	p ≤
N-NH ₃	E = 2,09 b C = 1,57 a	W=4572 0,05
N-NO ₂	E = 0,15 a C = 0,58 b	W=5218 0,0015
N-NO ₃	E = 0,38 a C = 0,40 a	W=6326 0,035
P-PRS	E = 1,78 a C = 5,89 b	W=4983,50 0,038
PT	E = 0,38 a C = 0,69 b	W=3726 0.0174
DQO	E = 15,80 a C = 19,85 b	W=4784 0,05
Clorofila a	E = 8,80 a C = 7,40 a	No signif.
Densidad celular	E = 2388,41 a C = 841,14 b	t=-1,35 0,0001

Tabla 20: Comparación de variables tróficas entre períodos del ciclo hidrológico en la ACJ (N=189)

Los nitratos, en el análisis global entre períodos, no mostraron diferencias (tabla 20), pero cuando se discriminaron las fases por subcuencas, apareció la subcuenca del AA con valores más altos durante el estiaje (0,92 mg N-NO₃), y muy cerca la TR en ambas fases (C= 0,71 y E= 0,65 mg N-NO₃) y aún la misma subcuenca AA durante la fase de crecidas (0,64 mg N-NO₃) (fig. 7).

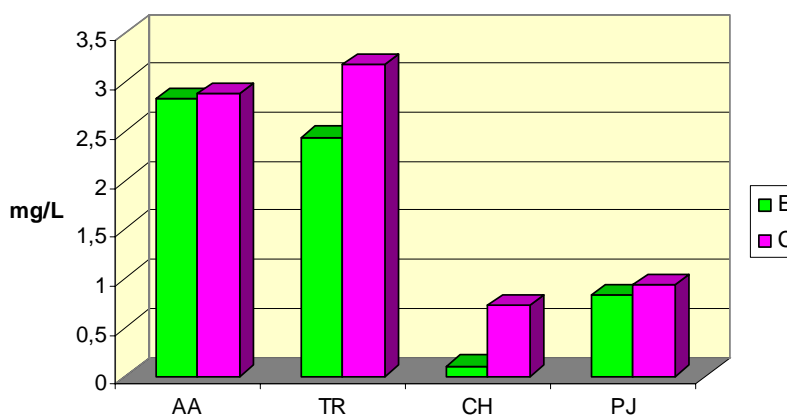


Fig.7: Variación del nitrógeno de nitratos en las distintas subcuencas de la Alta Cuenca del Juramento

El nitrógeno inorgánico soluble, en particular los nitratos exhibieron una relación positiva significativa con los sólidos suspendidos ($p \leq 0,012$).

También ambas subcuencas presentaron valores mayores de fósforo reactivo soluble en ambas fases del ciclo, siendo el promedio más alto en estiaje en el AA (1,79 mgP-

PRS/L) seguido del correspondiente a la fase de agua altas (1,35 mgP-PRS/L), y en la TR en segundo término, osciló entre 0,80 y 0,78, respectivamente.

La subcuenca del Toro transportó mayor cantidad de fósforo total durante las crecidas (2,50 mg PT/L), y la fracción que más contribuyó fue el fósforo particulado, como ya había sido señalado (Salusso y Moraña,2000). Las demás subcuencas presentaron valores no diferenciados estadísticamente.

Durante el estiaje, en función de los datos de fósforo se observa que, si bien la concentración en la subcuenca PJ fue la más baja, sus valores de carga se equiparan a la subcuenca del Arias-Arenales (que posee un caudal cuatro veces menor pero mayor contaminación) (tabla 21). Por otra parte, la carga del PT en la Subcuenca TR, durante el estiaje fue relativamente más baja que durante las crecidas.

Variable	Promedio estiaje	Módulo (m ³ . s ⁻¹)	Carga tn / año
PT (mg/L)	AA = 0,78	5,0	122,99
	TR = 0,49	3,0	46,36
	CH = 0,49	1,0	15,45
	PJ = 0,21	20	132,45
P-PRS (mg/L)	AA = 0,63	5,0	99,34
	TR = 0,21	3,0	19,87
	CH = 0,39	1,0	15,45
	PJ = 0,10	20	63,07

Tabla 21: Valores promedios de fósforo en el estiaje en las distintas subcuencas de la ACJ

La biomasa algal medida como concentración de clorofila a, si bien no se diferenció entre etapas del ciclo, a nivel de subcuencas mostró que la subcuenca CH fue la menos productiva en ambos períodos (E=0,69 y C=0,90 mg.m⁻³) y la del AA la de mayor producción (fig.8).

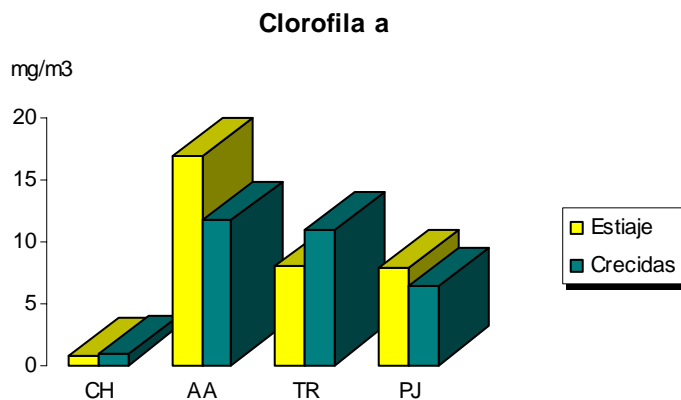


Fig. 8: Comparación de los valores promedios de biomasa algal en los dos períodos del ciclo hidrológico en las subcuencas de la ACJ.

La abundancia algal también se diferenció entre etapas del ciclo hidrológico, siendo mayor en el estiaje cuando las condiciones ambientales favorecen la multiplicación celular, especialmente en el Arias Arenales que tuvo un valor muy elevado (7463,89 ind/mL) típico

de ambientes muy enriquecidos, seguido por el Juramento (1739,94 ind/mL) en el mismo período.

2. SEDIMENTOS FLUVIALES

2.1 . COMPOSICIÓN GRANULOMÉTRICA DE LOS SEDIMENTOS

La granulometría de los sedimentos fluviales en suspensión ha sido determinada para cada una de las fracciones o tamaños de partículas, para diversos ríos de la Alta Cuenca del Juramento (tabla 22).

RÍO	Arcilla	Limo(μm)				Arena (μm)			Grava	
	(4 μm)	8	16	32	62	125	250	590	1190	2mm
Santa María (Pie de Médano)	2,4	1,5	2	6	32	26	24	4	1	1
Medina (desembocadura)	31	19	20	17	7	--	--	--	6	--
Juramento (El Tunal)	2	20	9	5	15	17	32	--	--	--
Juramento (Miraflores)	17	11	16	21	11	--	--	--	24	--
Salado (El Arenal, Stgo.Estero)	43	15	11	11	8	--	--	--	--	12

Tabla 22: Composición granulométrica de sedimentos de cursos fluviales

En los diversos cursos lóticos muestreados, se observó un neto dominio de las fracciones de pequeño tamaño, muy finas (arcilla < 4 μm) y finas (limo de 4 μm a 62 μm), sobre las de mayor tamaño: arenas (>62 μm a 1190 mm) y grava (2 mm). La única excepción la constituye el río Santa María, perteneciente a la subcuenca CH, donde fue dominante la textura arenosa a franco-arenosa (mapa 8). Existe una correspondencia entre este tipo de sedimentos y el patrón dominante del canal fluvial que es de tipo constreñido, donde los controles geológicos limitan severamente la migración del canal, que se ve limitado a un curso estrecho en un cañón profundo, consistiendo el sustrato de depósitos superficiales de sedimentos de grano grueso, sin planicies de inundación (Kellerhals and Church, 1989).

Por otra parte, los ríos aluviales, fluyen a través de sedimentos inconsolidados, transportados y depositados por las aguas corrientes con valles amplios de inundación, donde los aluviones se forman por procesos de erosión y deposición, y los ríos migran lateralmente. Dichos ríos aluviales tienen una gran dinámica y conforman un complejo morfológico de canales entrelazadas y meandrosos. Dichos ríos son típicamente inestables con islas de arenas y gravas, y contienen una diversa disposición de tipos de hábitats y estados sucesionales (Ward, 1998).

La naturaleza textural de los sedimentos en los ríos de la Alta Cuenca del Juramento tiene una estrecha vinculación con las características de los suelos existentes en las tierras aledañas, dado que en la mayor parte del sistema consiste casi exclusivamente de texturas franco, a franco arcillosa y franco limosa (mapa 9).

2.2.- MINERALOGÍA DE LOS SEDIMENTOS

Los sedimentos fluviales derivan en una alta proporción de la erosión de materiales pertenecientes tanto a los relieves de fuertes pendientes existentes en la cuenca como también de las tierras inundables (mapa 11). Durante los períodos de alto flujo se incrementa el transporte de sedimentos en el canal fluvial y en los períodos de bajo flujo los mismos se depositan en el mismo canal, dependiendo del volúmen y tamaño de los sedimentos, el tipo de roca madre y de los depósitos superficiales que son eliminados por fenómenos climáticos y de mineralización. La cantidad relativa de sedimentos transportados en las regiones áridas representan más del 90% de la carga total, en comparación con las regiones de mucha escorrentía o desagüe en donde la contribución de los solutos se aproxima o excede a la carga de sedimentos (Richards, 1982).

El tamaño de las partículas que pueden ser erosionadas y transportadas son función de la velocidad de la corriente. Las partículas como las arcillas y limo tienen altas velocidades críticas de erosión por su cohesividad. Una vez en movimiento, las partículas pueden continuar en transporte incluso a velocidades menores que las necesarias para iniciar el movimiento, y luego pueden sedimentarse (Allan, 1995). Las actividades humanas pueden reducir (construcción de presas y diversificaciones de flujos) o bien incrementar (deforestación, prácticas agrícolas inadecuadas) el flujo de sedimentos en las cuencas. La regulación de los ríos (por la construcción de presas) supone una reducción en las tasas de exportación de sedimentos, pero también un incremento de la erosión en el área de las cuencas. Los ríos exhiben varios patrones regulares en las formas de sus canales lo que indican que están en un equilibrio dinámico entre la erosión y la deposición, gobernados por procesos hidráulicos comunes.

Se analizaron 16 muestras pertenecientes a los lechos de los cursos lóticos principales a los efectos de determinar la composición cuali-cuantitativa de los diferentes tipos de arcillas presentes. (tabla 23).

RÍOS	Illita	Caolín	Esmectita	Vermiculita	Mormorillonita
Arias El Encón	46	49	--	6	---
Arias Paso Sarmiento	42	51	7	---	---
Toro Campo Quijano	41	52	7	---	---
Rosario Vallistos	72	28	vest.	---	---
De las Conchas	55	39	---	---	6
Metán	49	44	7	---	---
Medina	69	31	---	---	vest.
Pasaje Peñas Blancas	44	56	---	---	vest.
Pasaje Peñas Azules	100	---	---	---	---
Piedras	52	35	12	---	---
Guachipas	93	7	---	---	---
Juramento Ruta 16	100	---	---	---	---
Juramento Lumbreras	76	24	---	---	vest.
Juramento Ruta 34	59	41	---	---	---
Juramento El Tunal	70	30	vest.	---	---
Juramento El Quebrachal	82	18	---	---	vest.

Montmorillonita interestratificada con vermiculita (M_{14-V})

Tabla 23: Composición porcentual de arcillas pertenecientes a cursos fluviales de la ACJ

Los resultados obtenidos indicaron que las arcillas junto con las limolitas, argilitas y otras rocas detríticas de grano fino representan aproximadamente el 50% del total de

rocas sedimentarias. Por su parte, las calizas, areniscas, rocas carbonatadas y diatomitas, entre otras, constituyen menos del 2% (Davis and de West, 1971). Se caracterizan por poseer porosidades relativamente elevadas (del 50 al 90 por ciento) pero muy bajas permeabilidades.

Las arcillas depositadas en ambientes tranquilos a veces euxínicos, a veces evaporíticos, poseen elevada cantidad de sales de origen deposicional. Todo ello se traduce en un elevado tenor de sales disueltas que comprenden generalmente CaSO_4 o NaCl (o MgCl). La solubilidad del CaSO_4 aumenta proporcionalmente con el cloruro en solución, las aguas cloruradas sódicas pueden alcanzar tenores más elevados de SO_4 y de Ca que las aguas sulfatadas cálcicas (yesosas) y la relación Mg/Ca tenderá a elevarse (Vilela, 1970).

Una buena cantidad de sustancias presentes en las arcillas aparecen debido a procesos de adsorción, como los sulfatos y cloruros. El intercambio de bases es muy activo, las arcillas sódicas ceden iones de Na y reciben de Ca y Mg del agua, las cálcicas cambian sus iones Ca por otros de Na y Mg. El tenor de SiO_2 es elevado, mayor que en otras aguas (Vilela, *op. cit.*).

2.3.- COMPOSICIÓN QUÍMICA DE LOS SEDIMENTOS

Se realizó la comparación de los niveles de concentración de cada uno de los elementos en las diferentes subcuencas (tabla 24). No existieron diferencias de composición en 7 elementos (arsénico, boro, bario, cobre, cromo, manganeso y estroncio).

Parámetro	Subcuencas	Promedio	Estadístico	Niv.de signif.
Plomo	Sta.M.-Guachipas	5,50 b	H = 10,70	0,013
	Arias-Arenales	14,00 a		
	Toro-Rosario	20,33 a		
	Pasaje-Juramento	10,43 a		
Zinc	Sta.M.-Guachipas	38,40 b	F = 4,19	0,015
	Arias-Arenales	63,00 a		
	Toro-Rosario	48,50 a b		
	Pasaje-Juramento	39,57 b		
Niquel	Sta.M.-Guachipas	10,70 b	F = 5,58	0,004
	Arias-Arenales	16,57 a		
	Toro-Rosario	14,50 a b		
	Pasaje-Juramento	10,29 b		
Cobalto	Sta.M.-Guachipas	5,20 b	F = 3,82	0,022
	Arias-Arenales	7,29 a		
	Toro-Rosario	6,67 a b		
	Pasaje-Juramento	4,71 b		
Vanadio	Sta.M.-Guachipas	34,20 b	H = 10,117	0,018
	Arias-Arenales	16,71 a		
	Toro-Rosario	25,33 a b		
	Pasaje-Juramento	22,14 b		

(*) letras diferentes indican diferencias estadísticas entre subcuencas para el elemento

(**) H= test Kruskal-Wallis, F= test ANOVA

Tabla 24 : Comparación de los elementos presentes en los sedimentos de los cursos lóticos con diferencias estadísticas entre subcuencas.

En la Subcuenca CH, se presentaron los menores contenidos de plomo y zinc en sedimentos, en relación a las restantes subcuencas. La variabilidad geoquímica natural del Zn, Cu, Pb, Hg, Cd y Co suele ser baja, y la contaminación que ocasionan, menor comparada con la antrópica (Förstner, 1977).

La concentración de níquel, cobalto y vanadio fue similar en las subcuencas CH y PJ. En cambio, las subcuencas AA y TR presentaron los más elevados valores de níquel, zinc, plomo y cobalto (tabla 24). La Subcuenca CH se destacó por poseer el valor medio más elevado de vanadio, en relación al resto.

La subcuenca AA, presentó el contenido de níquel, más elevado en los sedimentos, tanto en el sitio Santa Lucía (17 ppm Ni), como a la altura de la colectora cloacal de Parque Industrial, (19 ppm Ni), y aguas abajo en Paso Sarmiento (17 ppm), de la ciudad de Salta. Este elemento no se disuelve fácilmente en agua y en este caso tuvo aportes de origen antrópico, que provienen de fábricas de baterías, y/o de aleaciones metálicas, entre otras. En el canal de salida del efluente de la fábrica de baterías Baterplac, se registró un tenor de 118.8 ppm de Ni y de 17459 ppm de plomo. Este último elemento, sigue el mismo patrón de mayor concentración en los sedimentos del río Arias en Parque Industrial (31 ppm), que en su mayor parte son arrastrados desde el canal colector del mismo predio, -que registra por su parte 71 ppm de Pb-. Luego desciende, a la altura de la Colectora Cloacal Sur, a un contenido en sedimentos, de 22 ppm Pb (fig. 12). En este sentido, cabe acotar que también, los sedimentos del canal de salida del efluente cloacal de la localidad de Chicoana (que drenan al río homónimo), presentaron un valor elevado de plomo, 50 ppm de Pb. El plomo por su elevado peso molecular suele acumularse en los sedimentos con efectos tóxicos considerables para los seres vivos.

Los principales focos puntuales de contaminación, provenientes de la fábrica de baterías y del basural municipal, ya han sido señalados en muestreos del agua del río Arias-Arenales, realizados durante el período 1989-91 (Boemo *et al.*, 1992).

También se destaca la subcuenca AA, por poseer el promedio más elevado de zinc, cobalto y vanadio (tabla 24). El sedimento actúa como sumidero de los metales y cuando cambian las condiciones del medio puede funcionar como un foco contaminante. Dichos elementos pueden estar adsorbidos, precipitados o coprecipitados en el sedimento o bien integrar la matriz de silicatos. Desde el punto de vista ecotoxicológico, este último carece de importancia ya que se necesitan condiciones muy drásticas para ponerlo a disposición de la biota. Las otras formas pueden ser removidas del sedimento por descenso del pH o por disminución del potencial redox (de óxidos) debido al ingreso de materia orgánica o por disminución del contenido de oxígeno disuelto en el agua.

No se contemplan valores de referencia para contenido de los precipitados elementos en sedimentos. Se puede apreciar la variación espacial en el río Arenales, vinculada a las fuentes puntuales de actividades, principalmente asentadas en el Parque Industrial (fig.9) Aguas abajo, desciende su concentración hasta San Agustín, luego tiende a incrementar en Las Garzas, merced a la incorporación del afluente principal, el río Rosario. En la Subcuenca TR, en el río Corralito se evidencia el carácter aluvional de los elementos (fig.10). Aguas abajo, la concurrencia de efluentes puntuales provenientes de la localidad de Rosario de Lerma, elevan el contenido relativo de todos los elementos.

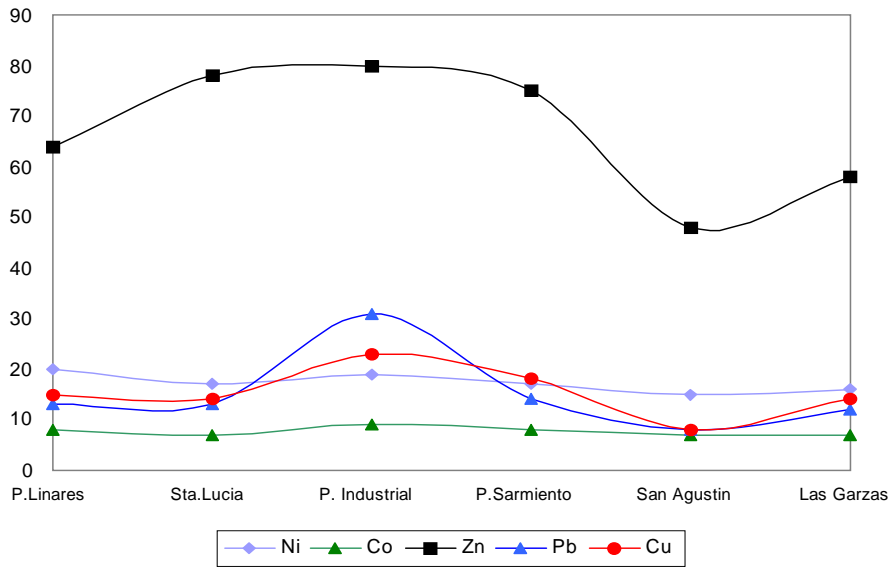


Fig. 9 : Variación espacial de la concentración de algunos elementos presentes en los sedimentos de la Subcuenca Arias-Arenales en el muestreo de 2000.

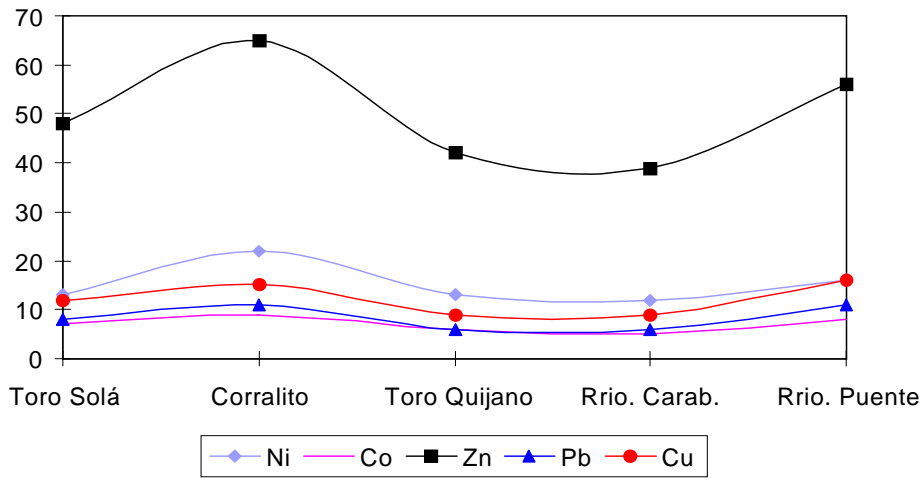


Fig. 10: Variación espacial de la concentración de algunos elementos presentes en los sedimentos de la Subcuenca Toro-Rosario en el muestreo de 2000

La comparación entre subcuencas, indica que no existieron diferencias en el contenido mineral de hierro, calcio, magnesio, fósforo y aluminio. Se diferenciaron en cambio, los porcentaje de sodio y potasio entre las diferentes subcuencas (tabla 25).

Parámetro	Subcuencas	Promedio	Estadístico
% Na	Sta.M.-Guachipas	0,790 b	F= 3,758 p= 0,023
	Arias-Arenales	0,029 a	
	Toro-Rosario	0,034 a b	
	Pasaje-Juramento	0,083 b	
% K	Sta.M.-Guachipas	0,337 b	H = 17,06 p = 0,001
	Arias-Arenales	0,149 a	
	Toro-Rosario	0,160 a c	
	Pasaje-Juramento	0,210 b	

Tabla 25 : Diferencias entre subcuencas en el contenido mineral de sodio y potasio en los sedimentos de ríos de la ACJ

La subcuenca CH, presentó en la zona del río Santa María en Amaicha un valor alto de sodio (0,215%), al igual que los sedimentos que provinieron del río Guachipas en Alemania (0,111%). En el flanco oriental del Valle Calchaquí existen afloramientos terciários que aportan dicho elemento, al igual que aquellos afloramientos de la quebrada de Las Flechas que tiene su influencia en los sedimentos del río Guachipas.

La subcuenca del PJ, en el río Juramento Banderas, presentó también cierto tenor de sodio (0,114%), debido a que existen afloramientos terciários en las rocas sedimentarias de Lumbreras. El río Medina, también presentó un porcentaje alto (0,147%), ya que sus influentes, los ríos de las Conchas y Yatasto, discurren también por rocas terciárias. El patrón de distribución del potasio en los minerales, fue similar al sodio. El porcentaje más alto le correspondió al Santa María, en Amaicha (0,46%), luego a los sedimentos de Punilla (0,37%) y de Andalgalá (0,34%). Luego, el río Juramento en Miraflores con 0,32% y en ruta 34 con 0,23%. Otros elementos minerales no presentaron variabilidad en el contenido en las diferentes muestras, como es el caso del molibdeno, arsénico, cadmio y mercurio, entre otros.

La estructura químicos de los sedimentos proviene de la alteración de la roca madre, y pueden ser además modificados por los procesos de formación del suelo y la subsecuente erosión que transfiere dichos sedimentos o partículas del suelo desde el punto de origen hasta los sistemas acuáticos, donde pueden ser resuspendidos y transportados por eventos intermitentes de aumento de caudales. La modificación de la composición de los sedimentos puede ocurrir como resultado del ingreso de partículas autóctonas inorgánicas (como calcita, hidroxilos de hierro) generadas en la columna de agua y por alteración química, especialmente en los períodos de deposición.

La medición del material suspendido transportado es particularmente importante dado que éste es el principal responsable del transporte de polucionantes (Chapman & Kimstach, 1996).

La concentración y cantidad de sólidos transportados incrementa con la descarga a menos que el suplemento de sedimentos se agote. Si bien los eventos extremos dan cuenta de una gran proporción del transporte total de sedimentos, Wolman & Miller (1960) argüyeron que la formación del canal y su mantenimiento son debidos primariamente a eventos de frecuencia e intensidad intermedias.

3.1. ANÁLISIS MULTIVARIADO VARIABLES FÍSICOQUÍMICAS CURSOS LÓTICOS

El Análisis de Componentes Principales (PCA) realizado considerando los registros de 27 variables físicoquímicas de calidad del agua, se aplicó a la totalidad de sitios muestreados en la segunda etapa, cuyo listado se detalla en la tabla 26.

El análisis permitió reducir la información a 4 componentes principales que explican el 70.49% de la varianza total. El primer componente explicó el 33.95%, el segundo el 17.04, el tercero el 11.106% y el cuarto el 8.39%, de la variación total de los datos (tabla 27).

Subcuenca-Lugar	Código	Subcuenca-Lugar	Código
Arias P. Linares	a 1	S.Ma- Punilla R. Conchas	s 15
Arias-Sta. Lucía	a 2	S.Ma- Alemania Guachipas	s 16
Arias- San Agustín	a 3	S.Ma- Guachipas Guachipas	s 17
Arias- Las Garzas	a 4	S.Ma- Andalgala-Sta.María	s 18
Arias- Paso Sarmiento	a 5	S.Ma- La Poma Calchaquí	s 19
Arias- Pque.Industrial	a 6	S.Ma- Payogasta Calchaquí	s 20
Arias- Río Escoipe	a 7	S.Ma- Seclantás Calchaquí	s 21
Pasaje-Jto. Ruta 34	p 8	S.Ma- San Carlos Calchaquí	s 22
Pasaje-Jto. Miraflores	p 9	Sta Ma- Pte.Co.Amaicha Río Santa Maria	s 23
Pasaje-Jto. El Tunal	p 10	S. Ma- Sta. María Río S.Ma.	s 24
Pasaje-Jto. El Quebrachal	p 11	Toro- Río Toro Gdor. Solá	t 25
Pasaje-R.de l.Conchas	p 12	Toro- Río Toro Chorrillos	t 26
Pasaje- Río Metán	p 13	Toro- Río Rosario Cpo.Qno.	t 27
Pasaje- Río Medina	p 14	Toro- Río Corralito	t 28
		Toro- Río Rosario Carabajal	t 29
		Toro- Río Rosario Pte Rta 16	t 30

Tabla 26: Sitios y códigos correspondientes a la figura del PCA

Porcentajes de varianza

Componente	Eigenvalue	Varianza %	Acumulada
1	9.167	33.95	33.95
2	4.599	17.04	50.99
3	2.999	11.11	62.10

Matriz de Autovectores

Variables	1º Componente	2º Componente	3º Componente
Sólidos totales	0.946	0.062	0.058
Conductividad	0.906	0.020	-0.058
Dureza	0.893	0.062	-0.122
Bicarbonatos	0.884	-0.104	0.013
Sulfatos	0.870	0.282	0.186
STD	0.867	0.043	-0.085
Alcalinidad	0.854	0.038	0.144
Potasio	0.699	-0.301	-0.186
Magnesio	0.680	0.278	-0.304
Turbidez	0.654	0.137	0.117
SS	0.637	0.118	0.117
Fluoruros	0.590	-0.094	0.533
Calcio	0.517	-0.328	0.263
NNH ₃	-0.003	-0.949	0.114
PTPO ₄	0.089	-0.933	0.050
Ortofosfatos	-0.016	-0.933	0.225
NNO ₂	-0.159	-0.665	0.193
pH	-0.378	0.619	0.437
Color	0.092	-0.175	-0.038
DQO	0.371	0.057	-0.191
NNO ₃	-0.426	-0.077	-0.316
Temperatura	0.320	0.020	0.300
Boro	0.381	-0.489	-0.579
ODmg/l	-0.489	-0.048	0.550
Carbonatos	0.038	0.423	0.527
Cloruros	0.081	-0.487	0.447
Sílice	0.486	0.122	0.193

Tabla 27 : Componentes principales

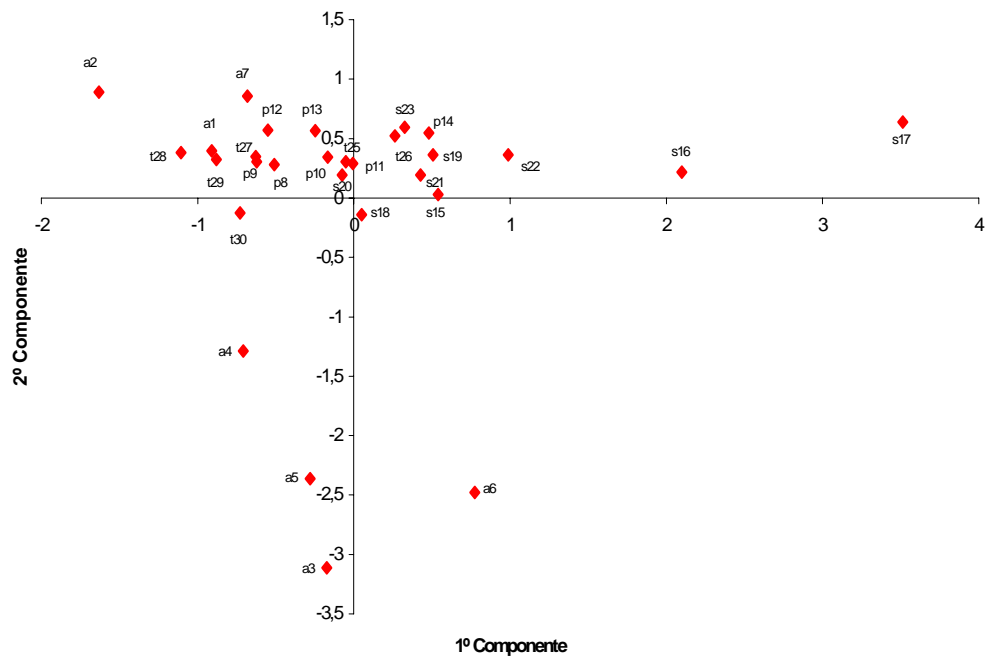


Fig. 11: PCA realizado con 27 variables fisicoquímicas del agua de los ríos pertenecientes a la ACJ (a= Subc. Arias-Arenales; p= Sub. Pasaje-Juramento; s= Sub. Sta. María-Guachipas; t=Subc. Toro-R.)

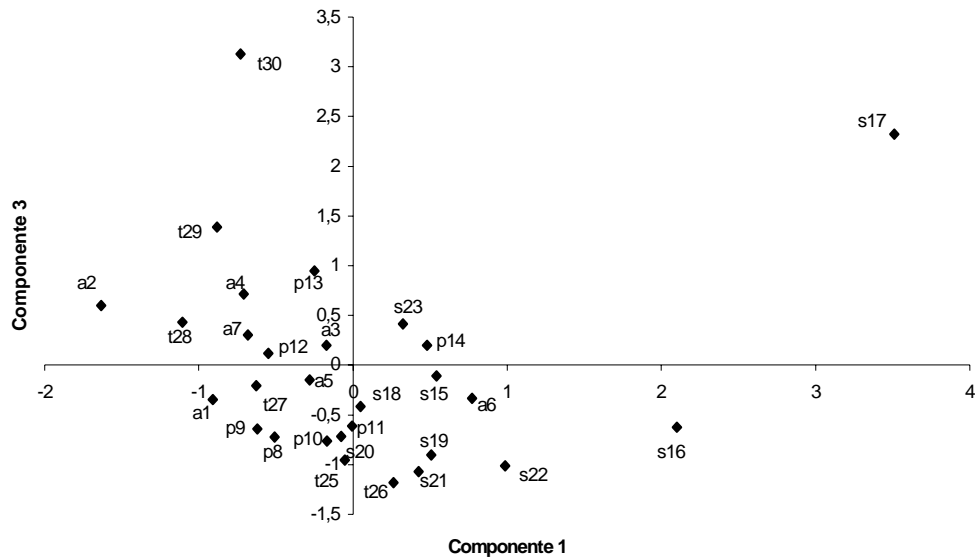


Fig. 12: PCA realizado con 27 variables fisicoquímicas del agua de los ríos pertenecientes a la ACJ (a= Subc. Arias-Arenales; p= Sub. Pasaje-Juramento; s= Sub. Sta. María-Guachipas; t=Subc. Toro-R.)

La representación de los dos primeros factores (fig.11), diferenció hacia la parte positiva derecha del primer eje, los sitios pertenecientes a la Subcuenca Santa María-Las Conchas-Guachipas, caracterizados por presentar valores más altos de conductividad, sólidos totales, sólidos disueltos, alcalinidad, dureza e iones relacionados. El río Guachipas (s17) que concentra el tenor salino de la cuenca, ocupa el extremo distal superior del primer eje. El río Guachipas en el estiaje presentó un valor máximo de dureza de 456 mgCaCO₃/L y un promedio de 355, 30 mgCaCO₃/L; también el río Calchaquí en San Carlos tuvo un valor elevado durante el estiaje (326 mgCaCO₃/L. El grado de mineralización inducido por el clima es determinante en esta subcuenca, En este sector, también se ubican ríos de otras subcuencas, como el Medina (p14) y el Juramento en El Quebrachal (p11), caracterizados por poseer valores altos de salinidad. En el sector izquierdo del primer eje están los ríos con bajos tenores de sólidos y salinidad, como el río Corralito y aquellos que también poseen menores valores de pH como el Arias (a2) y el Escoipe (a7).

Por su parte, los sitios pertenecientes a la subcuenca Arias-Arenales, se distribuyeron hacia la parte inferior izquierda del segundo componente, en función de su mayor contenido en nutrientes, sobre todo el Arenales en San Agustín (a3) y Paso Sarmiento (a5), y también en Parque Industrial (a6), este último por su tenor salino, se encuentra algo desplazado hacia la derecha. Los sitios ubicados hacia la parte superior, poseen los mayores valores relativos de nitrógeno y DQO como el río Rosario (t30, t29), el río Metán (p13) y el Arias-Arenales (a4, a3), entre otros. Aguas con alta fuerza iónica tienden a presentar ciertos tenores de nutrientes (Talling & Talling, 1965), de allí que ríos como el Guachipas, Metán y Conchas en Punilla ó el Santa María y el Medina que están caracterizados por su salinidad, también presentan buenas concentraciones de nutrientes.

La representación del primero y tercer componentes (fig.12), muestran nuevamente hacia la derecha del primer eje los sitios caracterizados por su mayor salinidad. Todos los ríos del subcuenca del Calchaquí tienen exceso de material sólido (Guachipas, Santa María, Calchaquí) siendo también elevados los tenores de sólidos disueltos en dicha subcuenca y en los incluidos en la subcuenca del Juramento (Medina y Jto. Quebrachal). En función del tercer componente se distribuyen hacia la parte superior, los sitios con mayores valores de carbonatos como el río Escoipe (a7) que presentó un valor de 204 mg CO₃²⁻/L. También discriminó los sitios con menores valores de cloruros, entre ellos el Arias en Potrero de Linares (a1) con un valor de 1,30 mgCl⁻/L, y en Santa Lucía (a2) con 5,47 mgCl⁻/L, los que también presentaron los menores valores de calcio (1,20 y 1,48 mg CaCO₃/L, respectivamente).

Los ríos con menores déficit de saturación de oxígeno también fueron discriminados según el tercer componente, tales como el río Toro en Chorrillos (t26) con 97,20% y el Juramento en Banderas (p8) con 72,78% tuvieron en consecuencia bajos tenores de materia orgánica (6 y 8,75 mgO₂/L, respectivamente).

3.2. INDICES DE CALIDAD FISICOQUIMICA DEL AGUA

3.2.1.- ÍNDICES FISICOQUÍMICOS DE SAPROBIEDAD

Se puede considerar el conjunto de datos, y sintetizar la situación de la cuenca, según algunas de las clasificaciones existentes de los niveles de saprobiedad. Las mismas, se basan en aquellas variables físicoquímicas (déficit de oxígeno, PT, N-NH₃, y /o DQO ó DBO₅) que son relevantes para determinar el grado de autodepuración de la carga orgánica presente.

Según la clasificación de Iawa (1982, Hütter, 1984; In Schäffer, 1985) (tabla 28), tomando en cuenta los promedios de % de saturación de oxígeno disuelto, las cuatro subcuencas se encontrarían en una situación de β-mesosaprobiedad, que empeora en las crecidas en TR, AA y CH hacia una situación de βα-mesosaprobiedad.

En función de la DQO debería encuadrarse a la subcuenca del Arias como de condición βα-mesosaprobiedad, la del TR como α-mesosaprobiedad, y las restantes como β-mesosaprobias.

GRADO DE SAPROBIEDAD	TENOR MATERIA ORGÁNICA	DÉFICIT DE SATURAC. (%)	SUPERSAT. O.D. (%)	DBO ₅ (mg.l ⁻¹)	N-NH ₃ (mg.l ⁻¹)	DQO (mg.l ⁻¹)
Oligosaprobio	Ausente ó Escasa	0 – 5	0 – 3	0.0 – 0.5	< 0.1	1 - < 3
Oligo-βmesosaprobio	poca	5 – 15	3 - 10	0.5 – 2.0	0.1	3 - < 6
β-mesosaprobio	Moderada	15 – 30	10 - 25	2.0 – 4.0	>0.1- <0.3	6 - <10
β-α-mesosaprobio	Crítica	30 – 50	25 – 50	4.0 – 7.0	>0.3-< 0.7	10 - < 19
α-mesosaprobio	Fuerte	50 – 75	50 – 100	7.0 – 13.0	>0.7-< 3.0	19 - < 75

Fuente: Iawa (1982) modificado
Hütter (1984) modificado, In Schäffer (1985).

Tabla 28: Clasificación de los niveles de saprobiedad en función de los parámetros físicoquímicos del agua

En función del amonio, tanto la subcuenca del AA como del TR serían α-mesosaprobias, y las dos restantes tenderían hacia una situación de oligosaprobiedad por tener valores menores a 0.1 mg/L. Generalizando, se podría asumir para las subcuencas del norte (AA y TR) una condición de α-mesosaprobiedad y para las otras dos de β-mesosaprobiedad según esta clasificación.

Según otra clasificación de ríos, (Hamm, 1969; Dworski, 1982), basada en los mismos parámetros, pero con otra jerarquía de categorías, a los que se agrega el PT (tabla 29), las subcuencas oscilarían entre una situación de α- a polisaprobiedad.

CLASES	% Déficit O ₂	PT (mg/l)	N-NH ₃ (mg/l)	nivel saprobico
I°	--	--	--	ultra-oligosap.
I°II°	< 15	< 0.035	< 0.080	oligosaprobio
II°	< 30	0.036 – 0.081	0.081 – 0.190	β-mesosap.
II°III°	< 50	0.082 – 0.196	0.191 – 0.47	β-α mesosap.
III°	< 75	0.197 – 0.261	0.471 – 0.620	α-mesosap.
III°IV°	< 90	0.262 – 0.327	0.621 – 0.780	α-mesopolisapr.
IV°	> 90	> 0.327	> 0.78	polisaprobio

Tabla 29: Clasificación en Clases de Calidad del agua de rios según los niveles de saprobiedad determinados en base a las variables fisicoquímicas

La aplicación de diversos índices que permiten sintetizar el impacto sobre la calidad del agua (biológica, fisicoquímica), es siempre requerida por los organismos de decisión. No necesariamente, existe concordancia entre los diversos índices, por lo que su cálculo no debiera ser en sí mismo el objetivo del monitoreo, dado que no se consideran las particularidades climáticas y geográficas de los diversos cursos lóticos, para lo que se requiere su ajuste regional en base a serie temporo-espaciales de datos.

1.5.2. INDICES DE CALIDAD DE AGUA (ICA)

En general, la evaluación de la aptitud del agua se efectúa contrastando las concentraciones de parámetros indicadores de contaminación respecto de niveles guía a respetar para la preservación de determinados usos en tramos del río en los que se dan estos aprovechamientos. La comparación de este tipo de información, entre los diferentes cursos de agua de la cuenca y/o su evolución temporal, se ve muchas veces dificultada por causas tales como:

- a) la interpretación de los datos que resulta a menudo, difícil de evaluar por parte de los responsables finales del manejo de la cuenca, que son los que implementan las políticas de saneamiento de los recursos hídricos, y deben establecer las prioridades para optar por determinados cursos acorde a su relevancia socioeconómica y/o riesgos generables (Carrizo, 1999).
- b) la falta de una total concordancia entre las apreciaciones efectuadas por los especialistas del tema, respecto del grado de polución e incidencia sobre un aprovechamiento del recurso o “uso” en particular (Carrizo, 1999).

Entre las soluciones a estos problemas, está la implementación de numerosos índices de calidad del agua que se han desarrollado en los últimos veinticinco años, uno en particular fue utilizado en el presente trabajo. Se trata del (ICA) Índice de Calidad del Agua WQI (Water Quality Index) desarrollado en 1970 por la Fundación de Sanidad Nacional de los Estados Unidos.

Este, realiza la categorización mediante un índice que engloba las características más importantes asociadas a efectos nocivos de ciertos parámetros que inciden sobre los usos priorizados. Se aplican ecuaciones matemáticas que integran los datos monitoreados en función de la relevancia de éstos para los distintos usos. El ICA puede ser utilizado para

definir de una manera simple el grado de “polución” de una estación o tramo del curso superficial relevado.

Indices no ponderados: si se asume como hipótesis generalizada, que un buen nivel en la calidad del agua es un atributo básico general, inherente a cualquier recurso hídrico, independientemente del uso para el cual el agua que por él circula sea destinada en forma prioritaria, el río no debe naturalmente estar contaminado y si tiene influencia antrópica, ésta no debería afectarle. Para estas situaciones hipotéticas se utilizan los ICA conocidos como “Indices Generales”. Estos son muy útiles en los estudios de diagnóstico, como el presente.

Dentro de estos “**Indices Generales**”, se trabajó con dos tipos de índices, *ICA multiplicativo no ponderado* ($ICA_{multip\ np}$) y *ICA aritmético no ponderado* ($ICA_{aritm\ np}$), dado que no se le asignó un peso especial de importancia a cada variable. La conveniencia de utilizar *índices generales no ponderados* está dada por el escaso conocimiento que se tiene de la cuenca, ya que el presente es el primer estudio limnológico integral de diagnóstico del que se tiene conocimiento.

Landwehr y Denninger (1976) demostraron la superioridad del cálculo a través del uso de técnicas multiplicativas, que son mucho más sensibles que las aritméticas a la variación de los parámetros, por lo que reflejan con mayor precisión un cambio de calidad del agua. En cuanto a la ponderación, Ott (1978) indica que el asignar pesos específicos a los parámetros tiene el riesgo de introducir cierto grado de subjetividad en la evaluación, pero por otro lado sugiere que es importante una asignación racional y unificada de dichos pesos de acuerdo al uso del agua y de la importancia de los parámetros en relación al riesgo que implique el aumento o disminución de su concentración.

Un aspecto que se considera importante, es la posible escasez de datos completos en un monitoreo, por lo que en la metodología de estimación del ICA se considera que al faltar el valor de alguno de los parámetros, su peso específico se reparte en forma proporcional entre los restantes, excluyéndolo del operador multiplicativo en el momento de estimar el ICA.

Con el objeto de sistematizar el cálculo del ICA, se extrajeron los valores medios anuales para época de estiaje y de lluvias. Se utilizaron a los fines de la confección de los índices las siguientes variables: oxígeno disuelto, pH, nitratos, fósforo total expresado como fosfatos, coliformes fecales y sólidos totales. Con los datos de cada una de éstas variables se obtuvo el nivel de aptitud (sub i), al confrontarlos con curvas estandarizadas que definen la calidad del agua (100% a 0%) versus la concentración del poluyente. Las fórmulas utilizadas para obtener los ICA fueron:

$$ICA_{multip\ np} = \left(\prod_{i=1}^6 \text{sub } i \right)^{1/6} \qquad ICA_{aritm\ np} = 1/6 \left(\sum_{i=1}^6 \text{sub } i \right)$$

Estos índices toman valores de 0 a 100 que indican calidades del agua de pésima a excelente respectivamente (tabla 30).

Calidad de Agua	Valor de la Ecuación
Excelente	91 a 100
Buena	71 a 90
Regular	51 a 70
Mala	26 a 50
Pésima	0 a 25

Tabla 30: Rangos de valores del ICA

Se aplicaron los índices para todos los sitios relevados, caracterizándose, de manera simple, el estado ambiental general de los sistemas lóticos estudiados. Está comprobado que el modelo multiplicativo es más sensible a la hora de evaluar el grado de calidad de las aguas, tal como lo demuestran los resultados obtenidos en la Alta Cuenca del Juramento.

El $ICA_{multip\ np}$ varió entre valores que sitúan a las aguas como de calidad pésima (6,67% de los sitios estudiados) a buena (en el 13,33 %), correspondiendo el 26,67 % a una calidad regular y el 53,33 % de los sitios restantes a calidad mala (tabla 31).

El $ICA_{aritm\ np}$ estableció que el 16,67 % de los sitios aparecen como de buena calidad, el 70 % de calidad regular y sólo el 13,33 % de mala calidad. El modelo aritmético detectó al río Arenales en Parque Industrial y al río Santa María, como de calidad mala, mientras que el modelo multiplicativo se acercó más a la realidad caracterizándolos como de calidad pésima, tal como se observa en la tabla 31.

Sitios	Código	Valor de $ICA_{aritm\ np}$	Valor de $ICA_{multip\ np}$
P.Linares	a1	85	84
Sta.Lucia	a2	53	44
San Agustin	a3	57	42
Las Garzas	a4	56	43
P.Sarmiento	a5	50	26
P.Industrial	a6	41	22
R.Escoipe	a7	68	61
J.ruta34	p8	82	80
Miraflores	p9	57	47
El Tunal	p10	78	74
J.El Quebra	p11	65	57
R.dl Conchas	p12	70	62
R.Metan	p13	57	35
R.Medina	p14	56	46
Punilla	s15	59	50
Alemania	s16	60	48
R.Guachipas	s17	54	38
P.de Medano	s18	62	55
La Poma	s19	60	49
Payogasta	s20	66	60
Seclantas	s21	64	56
San Carlos	s22	59	48
Sta.MariaPte	s23	50	37
Sta Maria	s24	48	24
Gdor.Sola	t25	67	56
Chorrillos	t26	59	48
R.Toro Quija	t27	72	69
Corralito	t28	83	82
R.Rosar Cara	t29	62	49
R.Rosa Pte	t30	53	33

Tabla 31: Valores de los índices no ponderados en los cursos lóticos

El río Arenales en Parque Industrial, recibe los aportes de una diversidad de industrias asentadas sobre las márgenes del mismo, que producen una gran variedad de efluentes de calidades diversas, aumentando considerablemente, entre otros, los tenores de materia orgánica, de sólidos totales, de concentración de fósforo y consecuentemente reduciendo el porcentaje de oxígeno disuelto en el agua. Como cabría esperar, todas estas modificaciones antrópicas impuestas al cuerpo de agua se ven reflejadas en los índices de calidad fig. 13).

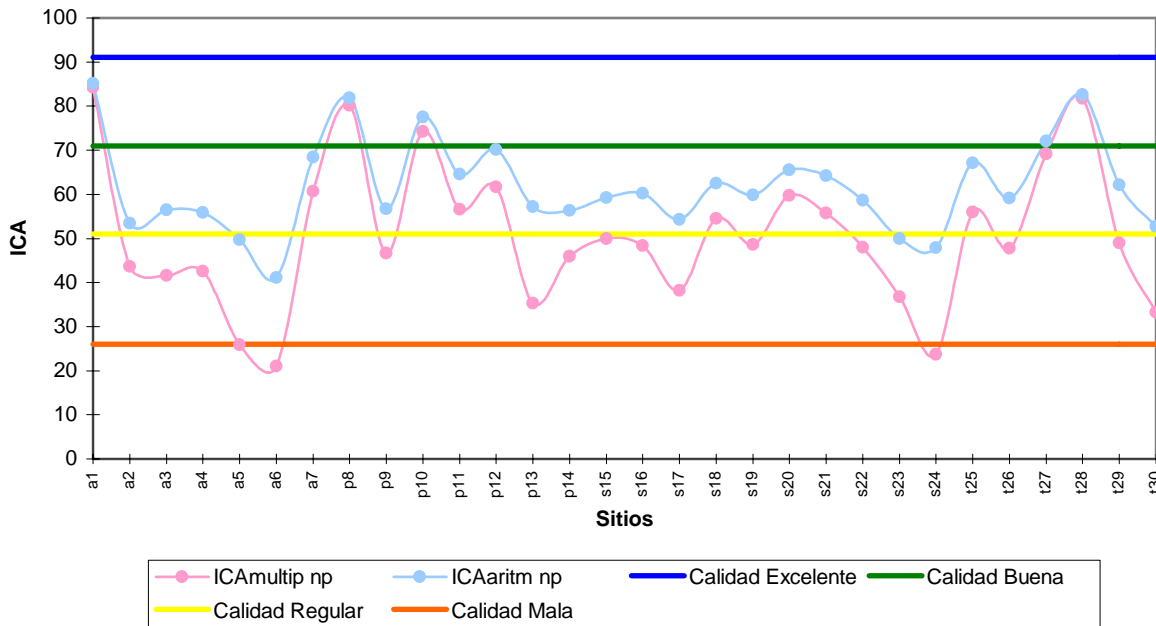


Fig. 13 : Representación gráfica de los ICA calculados para cada uno de los ríos muestreados en la Alta Cuenca del Juramento

Como se ha expresado anteriormente, el modelo multiplicativo muestra ser mejor que el modelo aritmético, ya que al realizar el producto de los “sub i ” (que expresan cada uno de ellos el grado de contribución al desmejoramiento de la calidad del agua) y no la simple sumatoria, le da una mayor precisión al determinar la magnitud del impacto, indirectamente, a través de la interpretación de los diferentes grados de calidad

Es de destacar el papel preponderante que presentan los valores de las variables: sólidos totales, concentración de coliformes fecales y fósforo total, consideradas en la conformación del índice. La mayoría de los sitios estudiados que presentaron aguas de calidad mala a pésima, se debió en general a los elevadísimos tenores de concentración de las tres variables mencionadas, que proporcionan bajos valores en los “sub i ” respectivos, y afectan bajando sustancialmente los valores de los índices de calidad (ICA), tal como se observa en la tabla 32.

Sitios	Codigo	SubiNO3	SubiOD	SubiST	SubipH	SubiCF	SubiPO4-PT
P.Linares	a1	92	97,5	68	76	100	77,5
Sta.Lucia	a2	83	80	72,5	20	14	51
San Agustin	a3	95	84	42	90	19	9
Las Garzas	a4	63,5	98	53	89	9	22,5
P.Sarmiento	a5	97,5	50	52	90	2	6,5
P.Industrial	a6	95	28	20	93	2	8,9
R.Escoipe	a7	93,25	92	72,5	58	18	77
J.ruta34	p8	97,5	95	56	75	100	68
Miraflores	p9	98,5	50	55	58	9,5	69
El Tunal	p10	99	94	50	72	100	50
J.El Quebra	p11	98,5	87,5	42,5	75	18	66
R.dl Conchas	p12	93,75	97,5	63,5	72	17	77,2
R.Metan	p13	94	97,5	37,5	75	2	37,5
R.Medina	p14	93,5	90	20	75	18	41,5
Punilla	s15	99	94	20	75	29	38,5
Alemania	s16	100	97,5	20	84	19,5	40
R.Guachipas	s17	97,5	93	20	75	7	33
P.de Medano	s18	99	96	48	72	20	39,9
La Poma	s19	95,5	97,5	20	84	20	42
Payogasta	s20	93,75	100	36	79	33	51,5
Seclantas	s21	100	85	20	79	32,5	68,5
San Carlos	s22	99,5	80	20	84	18	50,5
Sta.MariaPte	s23	96	92	20	45	8	39
Sta Maria	s24	83	85	20	90	2	7
Gdor.Sola	t25	98,5	96	47,5	71	12,5	77,2
Chorrillos	t26	98,5	96	20	71	17	52
R.Toro Quija	t27	93,25	94	67	72	38	68
Corralito	t28	77	95	83	72	100	68,5
R.Rosar Cara	t29	82,5	94	72,5	75	8	41
R.Rosa Pte	t30	65	92	48	79	2	30

Tabla 32 : Valores de los *subi* para cada variable de los cursos lóxicos estudiados en la ACJ.

Indices ponderados

En los índices ponderados aparece el término w_i , o factor de relevancia ambiental, que incluye el peso relativo de cada parámetro en el conjunto de variables. El proceso de ponderación, o sea de asignar un valor w_i a cada variable, es un procedimiento que lleva a cabo cada investigador y por tanto no está exento de contener cierto grado de subjetividad. Para tratar de minimizar dicha subjetividad, solamente aplicamos índices ponderados para tratar de determinar la calidad de aguas de los diferentes cuerpos lóxicos, en función de un único uso específico, el de agua para riego.

La decisión de utilizar el uso mencionado radica en el conocimiento de que todos los sitios lóxicos estudiados son utilizados como fuente de agua para riego.

Para la confección de los *índices ponderados*, se tomaron en cuenta las variables: concentración de sólidos totales, pH y concentración de coliformes fecales, dado que de las 6 variables originales (incluidas en los índices no ponderados) las 3 antes

mencionadas son las más importantes a tener en cuenta, ya que, el agua utilizada para fines agropecuarios debe cumplir con determinadas normas de calidad en cuanto a sus propiedades físicas, químicas, biológicas y bacteriológicas.

Dentro de las propiedades fisicoquímicas es importante que los tenores de sólidos totales no sean altos, como así también que los valores de pH se encuentren dentro del rango permitido, ya que ambas variables pueden influir en los cambios de textura de los suelos y provocar severos daños a los mismos. Como la casi totalidad de los sitios se encuentran con los valores de pH dentro del rango permitido, y no existe un amplio grado de variación en los valores de esta variable, se le asignó el menor valor de ponderación $w_i=0,1$. No ocurre lo mismo con los valores de sólidos totales, que poseen un alto grado de variabilidad entre los diferentes cursos de agua estudiados y con valores muy elevados en algunos sitios, razón por la cuál se le asignó un $w_i = 0,4$.

El mayor peso en la ponderación recayó en la concentración de coliformes totales, con un $w_i=0,5$, dado que si bien, los valores guía tomados de diversas normativas varían de un país a otro, en todos los casos son muy estrictos en relación a este parámetro.

Las formulas de ambos índices ponderados ($ICA_{multip\ p}$ y $ICA_{aritm\ p}$) quedaron conformadas de la siguiente manera:

$$ICA_{multip\ np} = \left(\prod_{i=1}^3 \text{sub } i \right)^{w_i} \quad ICA_{aritm\ np} = 1/6 \left(\sum_{i=1}^3 w_i * \text{sub } i \right)$$

Al igual que con los índices no ponderados, el modelo multiplicativo en los índices ponderados es también más sensible a la hora de evaluar el grado de calidad de las aguas, sobre todo al momento de discriminar entre grados de calidad inferiores. Así, y teniendo en cuenta que la ponderación se realizó en función del uso agrícola exclusivamente (agua para riego), con la aplicación del $ICA_{multip\ p}$ el 53,34 % de los sitios se encuentran dentro del rango de aguas de calidad pésima, y el 30 % como de calidad mala. Los porcentajes presentan un comportamiento inverso al utilizar el $ICA_{aritm\ p}$, dado que el 56,67 % entra en el rango de mala calidad y solamente el 26,67 % de los sitios poseen calidad pésima. Tanto con el uso del modelo aritmético como del multiplicativo, el 13,33 % de los sitios se clasificaron con aguas de calidad buena para riego y el 3,33 % restante de calidad regular, tal como se observa en la tabla 33.

Sitios	Codigo	ICA aritm p	ICAmultip p
P.Linares	a1	85	83
Sta.Lucia	a2	38	28
San Agustin	a3	35	30
ALas Garzas	a4	35	23
Arenales P.Sarmiento	a5	31	11
ArenalesP.Industrial	a6	18	7
R.Escoipe	a7	44	35
J.ruta34 Banderas	p8	80	77
Miraflores	p9	33	23
El Tunal	p10	77	73
J.El Quebrachal	p11	34	29
R. Conchas	p12	41	33
R.Metan	p13	24	9
R.Medina	p14	25	22
Punilla	s15	30	27
Alemania	s16	26	23

R.Guachipas	s17	19	14
P.de Medano	s18	36	32
La Poma	s19	26	23
Payogasta	s20	39	37
Seclantas	s21	32	29
San Carlos	s22	25	22
Sta.Maria Pte	s23	17	14
Sta Maria	s24	18	7
Toro Gdor.Sola	t25	32	25
Chorrillos	t26	24	21
R.Toro Quijano	t27	53	51
Corralito	t28	90	90
R.Rosario Carabajal	t29	41	24
R.Rosario Pte	t30	28	10

Tabla 33: Valores de los índices ponderados en función del uso para riego de los cursos lóticos estudiados en la ACJ.

1.5.3. INDICES DE CONTAMINACIÓN

Los índices de calidad (ICA) tienen por ventaja conjugar en un único registro cierta cantidad de variables que denotan problemas de contaminación. Su formulación es significativa en el contexto ecológico, pero al concentrar en un único número la calidad del cuerpo de agua, produce una pérdida de información y pueden llegar a enmascarar la condición real y los cambios que se suceden en la misma.

Se aplicaron otros índices de contaminación, que están definidos por grupos de variables fisicoquímicas que denotan una misma condición ambiental. Se seleccionaron algunas de las variables más representativas o de fácil determinación para involucrarlas en los índices de contaminación (Ramírez González y Viña Vizcaíno 1998).

Se definió el comportamiento lineal, exponencial, logarítmico u otro, esperado entre cada variable y su índice respectivo, para establecer con posterioridad una ecuación entre índice-concentración que toma en cuenta las concentraciones límites establecidas por la legislación para cada uso del agua.

Se definieron los siguientes índices de contaminación:

Índice de Contaminación por Mineralización (ICOMI):

Se basa en la conductividad como reflejo de los sólidos disueltos, la dureza por cuanto refleja los cationes calcio y magnesio, y la alcalinidad porque hace lo propio con los aniones carbonatos y bicarbonatos. El rango varía de 0 a 1, valores cercanos a cero reflejan muy baja contaminación por mineralización e índices cercanos a 1 lo contrario.

$$ICOMI = 1/3 (I_{\text{conductividad}} + I_{\text{dureza}} + I_{\text{alcalinidad}})$$

donde:

$$\text{El } I_{\text{conductividad}} = \text{Log}_{10} \cdot I_{\text{conductividad}} = 3.26 + 1.34 \text{ Log}_{10} \cdot \text{conductividad}$$

$$I_{\text{conductividad}} = 10^{\text{Log. I. conductividad}}$$

conductividades > a 270 $\mu\text{S/cm}$ tiene un índice de conductividad igual a 1

$$\text{El } I_{\text{dureza}} = \text{Log}_{10} \cdot I_{\text{dureza}} = -9.09 + 4.40 \text{ Log}_{10} \cdot \text{dureza}$$

$$I_{\text{dureza}} = 10^{\text{Log. I. Dureza}}$$

durezas > a 110 mg/l tienen $I_{\text{dureza}} = 1$

durezas < a 30 mg/l tienen $I_{\text{dureza}} = 0$

Se basan en el criterio de que aguas con durezas mayores a 110 mgCa CO₃/l pueden ser duras a muy duras e incrustantes (España, 1972).

La alcalinidad se obtiene a partir de la siguiente expresión:

$$I_{\text{alcalinidad}} = -0.25 + 0.005 \text{ alcalinidad}$$

alcalinidades mayores a 250 mg/l tienen $I_{\text{alcalinidad}} = 1$

alcalinidades menores a 50 mg/l tienen $I_{\text{alcalinidad}} = 0$

Se basan en el criterio general de que aguas con alcalinidades mayores a 250 corresponden a aguas contaminadas (CEE, 1992).

Los resultados de la aplicación del ICOMI en el muestreo efectuado en noviembre-diciembre de 2000 se indican en la tabla 34.

Subcuenca	Lugar	ICOMI	ICOMO
Arias-Arenales Chicoana	Potrero de Linares	0,7714	0,0438
	Arias Santa Lucía	0,2120	0,5000
	Arias Pque Industrial	0,8727	0,8606
	Arias Paso Sarmiento	0,9016	0,5766
	Arias San Agustín	0,9161	0,5825
	Arias Las Garzas	0,8727	0,4638
	Escoipe Chicoana	0,8582	0,6666
Toro – Rosario	Toro Gbdor Solá	0,9595	0,5393
	Toro Chorrillos	1,00	0,5076
	Rosario Cpo. Quijano	0,8654	0,4457
	Corralito-Corralito	0,7357	0,5179
	Rosario Carabajal	0,6541	0,6916
Sta- María- Las Conchas- Guachipas	Rosario Pte.R.N.68	0,6727	0,7037
	Calchaquí- La Poma	1,00	0,5024
	Calchaquí- Payogasta	0,9161	0,3282
	Calchaquí- Seclantás	0,9595	0,3962
	Calchaquí- San Carlos	0,9884	0,5666
	Santa María- Pte. Amaicha	0,8225	0,6999
	Santa María- Andalgalá	0,8510	0,4005
	Guachipas-Guachipas	1,00	0,6275
Pasaje ó Juramento	Guachipas-Alemanía	0,9450	0,6899
	Juramento-Ruta 34	0,8727	0,4843
	Juramento Miraflores	0,8437	0,4798
	Río de las Conchas	0,8220	0,5448
	Río Metán-Metán	0,8076	0,6667
	Río Medina-Ruta 16	0,9812	0,7180
	Juramento-El Tunal	0,9016	0,5380
Juramento-Quebrachal	0,9161	0,6268	

Tabla 34 : Valores del Índice de Contaminación por Mineralización (ICOMI) y del Índice de Contaminación por materia orgánica (ICOMO) en los principales ríos de cada subcuenca de la ACJ

Los valores más bajos correspondieron a los sitios que manifiestan menores procesos de mineralización. Este índice, expresa también su vinculación con otros parámetros. El pH se correlaciona con la alcalinidad, dado que ésta última mide la capacidad del agua

para aceptar iones hidrógeno, lo cual se hace determinando principalmente la cantidad de iones bicarbonato, carbonato e hidroxilo. Entre pH de 6 a 8 aproximadamente, el carbono pasa de dióxido a bicarbonatos y a pH mayores pasa a carbonatos.

En general, la Subcuenca Sta. María es la que exhibe la mayor "contaminación iónica" por mineralización, debido a procesos naturales geológicos y climáticos. El segundo término lo ocupó la Subcuenca del Pasaje ó Juramento, en tercer término la Subcuenca Toro-Rosario y por último la del Arias-Arenales. La detección de metales pesados y sustancias tóxicas inorgánicas en las subcuencas Sta. María-Guachipas y Juramento se pueden atribuir tanto a procesos fisicoquímicos, como al lixiviado de rocas y suelos.

Los fertilizantes nitrogenados y fosforados, por falta de refinamiento de los productos, también pueden aportar en las tierras agrícolas, residuos metálicos y no metálicos acumulativos.

Índice de Contaminación por Materia Orgánica (ICOMO): también fue determinado en base a algunas variables que lo sintetizan, los valores de CT (que incluye los CF), el porcentaje de saturación de oxígeno que indica la respuesta o capacidad ambiental del ecosistema ante este tipo de polución y la DQO. El índice varía en el rango de 0 a 1, donde índices próximos a cero reflejan muy baja contaminación orgánica y lo contrario a valores del índice cercanos a 1.

Los sitios que presentaron los mayores valores del ICOMO fueron el río Arias en Parque Industrial y el Rosario en Puente Ruta Nac. 68. La subcuenca con el valor más alto promedio fue la del Pasaje ó Juramento (tabla 34).

1.5.4. COEFICIENTE DE REOXIGENACIÓN Y DISTANCIA DE MEZCLA

Se ha estimado -a modo ilustrativo-, otros dos índices que tienen que ver con la capacidad de asimilar la polución por parte de un curso lótico. El Coeficiente de Reoxigenación (Ka), estima la capacidad de incorporar oxígeno atmosférico, característica de gran importancia ecológica y que está estrechamente ligada al caudal. Ka juega un papel preponderante en la capacidad de autodepuración de los cursos hídricos, principalmente en lo atinente a problemas de contaminación por materia orgánica (tabla 37). Se utilizaron los parámetros medidos en algunos sitios representativos, aplicando la fórmula de O'Connor-Dobbins (1958):

$$K_a = \frac{3.95 \cdot U^{1/2}}{H^{3/2}}$$

U= velocidad m/seg
H= profundidad m

Ka: coeficiente de reoxigenación (días⁻¹)

También se aplicó el índice de Lm (distancia de mezcla), o sea la distancia que se requeriría para homogeneizar en la columna de agua de un cauce receptor, los aportes originados por un vertido puntual mediante el proceso de difusión, según Yotsukura (1968; Thomann & Mueller, 1987).

$$L_m = 8.53 \cdot U \frac{B^2}{H}$$

U= velocidad m/seg
B = ancho m
H= profundidad m

Se simplificó en el cálculo de la distancia de mezcla, las posibles transformaciones que sufrirían los contaminantes desde su descarga, así como las reacciones químicas o biológicas, y los fenómenos particulares ligados a sus propias características, entre otros. Tampoco, por su carácter genérico, la fórmula incluyó características propias de cada curso como morfología, e incidencia de otros aportes (tabla 35).

Lugar	Ka (coef. reox. días)	Lm (distancia de mezcla)
Arias-P.de Linares	62,61	811,16
Arias-P. Sarmiento	15,38	5837,25
Arias- San Agustín	30,86	4318,31
Arias- Las Garzas	35,40	42038,99
Juramento-Miraflores	18,09	257,63
Metán- Metán	61,45	537,01
Calchaquí-La Poma	23,92	648,55
Calchaquí-Payogasta	39,84	1535,54
Calchaquí-Seclantás	51,26	570,24
R.de Conchas-Punilla	72,34	2272,08
Guachipas-Alemania	138,44	32455,33
Toro-Chorrillos	43,81	64,456
Corralito-Corralito	23,55	682,187
Toro-Cpo.Quijano	20,02	876,831

Tabla 35 : Valores de la tasa de reoxigenación y distancia de mezcla para algunos cursos lóticos durante el estiaje

El coeficiente de reoxigenación, dado que se relaciona inversamente a la profundidad y directamente a la velocidad ha tenido un peso diferencial en los cursos lóticos considerados. En los ríos Toro y Arias, así como en el Juramento en Miraflores, se ha tenido las tasas de reoxigenación más altas, o sea que requeriría la menor cantidad de tiempo (días) para su ocurrencia, por las relaciones predichas de los parámetros hidrológicos entre si. Un alto valor de DQO (ó de DBO) puede no afectar en absoluto la concentración de oxígeno, cuando las tasas de reoxigenación son elevadas. En el caso contrario, al ocurrir poco ingreso de oxígeno se produce su descenso a niveles críticos en el agua, y se ven afectadas los procesos de autodepuración, como en el río Guachipas en Alemania y el río de las Conchas en Punilla (tabla 35).

La distancia de mezcla nos permite tener cierta idea de la posible evolución espacial aguas abajo, que tendría un contaminante vertido en cada uno de los tramos considerados. Para el caso, cursos con mayor pendiente, como el río Toro en Chorrillos, cuyo lecho es muy heterogéneo, tendría fácil tasa de reoxigenación y requeriría de escasa distancia de mezcla. A la inversa, el Guachipas, de escasa pendiente y profundidad medias, lecho homogéneo de tipo areno-arcilloso, tendría muy lenta tasa de reoxigenación y requeriría de una gran distancia para difundir los polucionantes.

2. CARGA DE SÓLIDOS Y NUTRIENTES EN CURSOS LÓTICOS

La carga expresa la cantidad de un compuesto o elemento que es transportado por un curso lótico por unidad de tiempo (tn/año). Se estimó la carga anual respectiva, en función de las concentraciones de ciertos parámetros en el estiaje.

La carga de sólidos (ST y STD) fue más importantes en el Juramento después de la presa El Tunal (p10, p11), y en tercer término en el Arias-Arenales en Las Garzas (a4)(tabla 38).

Este tramo del Juramento aguas abajo del dique, en la primera etapa de monitoreo en un ciclo anual, no ha diferenciado el contenido de sólidos entre períodos del ciclo hidrológico. Por lo general, este parámetro suele asociarse a la erosión o pérdida de producción de los suelos. En este caso particular, también tendría incidencia el manejo de los caudales que se ejercen en las presas. La carga de nitrógeno fue superior en el río Arias, desde San Agustín a Las Garzas, donde la contribución de fuentes puntuales y sobre todo difusas, enriqueció las aguas a valores muy superiores al resto de los cursos lóticos (> 1500 tn/año). La contribución en nitrógeno del río Rosario, lo siguió de lejos con 190 tn/año. La situación respecto al P fue similar (tabla 36).

Lugar	Código	ST (tn/año)	STD (tn/año)	DQO (tn/año)	N (tn/año)	P (tn/año)
Juramento El Tunal	p10	470.113	33.3353	7326	1722	2,25
Jto. El Quebrachal	p11	155.668	94.192	6768	1647	1.82
Arias-Las Garzas	a4	117.281	66.537	4314	1060	1,75
Arias- San Agustín	a3	58.913	33.581	3045	521	0,8
Guachipas-Alemania	s16	54630	30.846	1575	190	0,6
Arias-Pqe.Industrial	a6	41.306	26.312	1529	55	0,51
Rosario Ruta 68	t30	35.576	21.499	1203	48	0,41
Arias-P.Sarmiento	a5	33.392	20.682	1189	47	0,37
Calchaquí-La Poma	s19	30.439	18.463	1008	42	0,34
Toro- Cpo.Quijano	t27	24.582	15.766	934	20	0,33
Calchaquí-Payogasta	s20	22.788	12.235	930	16	0,32
Medina-Ruta 16	p14	22.330	9510	908	15	0,31
R.Las Conchas-Punilla	s15	12.758	8998	856	11	0,28
Calchaquí-Seclantás	s21	11.457	7957	618	4.77	0,22
Juramento-Miraflores	p9	7243	7678	390	4.36	0,22
Metán- Metán	p13	6308	4857	272	4.16	0,21
Guachipas-Guachipas	s17	5806	4843	156	3.63	0,2
Corralito-Corralito	t28	5538	3502	116	3.12	0,2
Toro-Chorrillos	t26	4945	2273	107	3.11	0,18
Arenales-P.Linares	a1	4167	1614	56	1.54	0,16
Sta.María-Andalgalá	s18	1317	749	47	1.03	0,16
Rosario-Carabajal	t29	732	323	10	0.77	0,14
Calchaquí-S. Carlos	s22	276	211	9	0.28	0,14
Arias-Santa Lucía	a2	249	83.42	6	0.04	0,11

Tabla 36: Cargas de sólidos, materia orgánica (DQO) y nutrientes transportadas por los ríos en el periodo de muestreo (noviembre y diciembre de 2000)

Estas estimaciones subvalúan los niveles de carga que presentarían los nutrientes en el período de crecidas, en particular del nitrógeno que se ha visto que llega a duplicar o triplicar los valores del estiaje (Salusso & Moraña, 2000).

La carga total anual de contaminantes, es por lo general transportada en su mayor parte durante los períodos de flujos altos; sin embargo desde el punto de vista de la calidad del agua y de la “salud ecológica” del sistema, los períodos de estiaje son de mayor criticidad. En los Valles Calchaquíes, para este muestreo, la carga de nitrógeno fue inferior a 5 tn N/año, en tanto que por su carga en P, el Sta. María en Andalgalá y el río de las Conchas en Punilla (0.34 y 0.37 tn /año) , estarían entre los primeros diez sitios.

La carga de nutrientes generada por los terrenos agrícolas está relacionada con los contenidos naturales en el suelo, con su textura, origen mineral u orgánico, y su fisiografía (densidad de drenaje y pendiente). La textura es uno de los factores más importantes, dado que suelos arenosos producen menores cantidades de escorrentía por la rápida

infiltración de las aguas. Los suelos arcillosos por el contrario, están sometidos a mayores pérdidas de nutrientes por escorrentía (mapa 9). En los Valles Calchaquíes la textura es predominantemente arenosa, en tanto que en el Valle de Lerma franca a franco limosa y en la parte sur de la cuenca franco limosa a franca.

5. COMUNIDADES ALGALES EN LOS CURSOS LÓTICOS

5.1. ATRIBUTOS ECOLÓGICOS

En el estudio del fitoplancton en la Alta Cuenca del Juramento, se consideraron los principales atributos ecológicos, cuyos valores promedio figuran en tabla 37.

Atributos de las Comunidades	Valor Promedio	Mediana	valor mínimo	valor máximo
Densidad	1748,44	473,50	133	60.668
Diversidad	3,25	3,48	0,27	4,97
Equitatividad	0,70	0,75	0,06	0,97
Riqueza	26,39	26	800	48

Tabla 37: Atributos ecológicos de las comunidades algales de ríos de la ACJ

5.2. COMPARACIÓN ENTRE SUBCUENCAS

Los valores obtenidos en el análisis global por subcuencas donde se incluyó el total de datos pertenecientes a dos etapas de muestreo 1º (1998-1999) y 2º (estiaje de 2000), figuran en la tabla 38:

Variable	Subcuencas			nivel de significación
Clorofila a	AA	14,21	b	F = 5,90 0,0007
	TR	8,75	a b	
	CH	3,01	a	
	PJ	6,36	a	
Densidad algal	AA	3880,95	a	0,385
	TR	497,78	a	
	CH	825,77	a	
	PJ	1359,39	a	
Diversidad	AA	3,80	a b	F= 4,27 0,0073
	TR	3,42	a b	
	CH	3,99	a b	
	PJ	2,98	a	
Equitatividad	AA	0,83	a	H = 15,91 0,0017
	TR	0,78	b	
	CH	0,90	a	
	PJ	0,73	b	
Riqueza	AA	35,00	a	F=3,71 0,0146
	TR	17,00	b	
	CH	23,50	a b	
	PJ	25,00	a b	

Tabla 38:: Valores promedios de los atributos ecológicos de las comunidades del fitoplancton en la ACJ (N=140)

La densidad algal, si bien no se diferenció estadísticamente entre subcuencas por la gran dispersión que presentaron los datos, fue sensiblemente superior en la subcuenca

AA, en virtud de ser la subcuenca sometidas al mayor impacto de vertidos puntuales y difusos. Los promedios de las subcuencas AA y PJ estuvieron muy influidos por las floraciones de *Chlamydomonas* spp. y *Aulacoseira granulata*, registradas en ambos sistemas, respectivamente. Al considerar la biomasa medida como clorofila *a* se destacaron como más productivas la subcuenca A-A y la T-R, en un nivel intermedio el Juramento y con los niveles más bajos la región de los valles calchaquíes.

Estos valores son superiores a los obtenidos en otros ríos contaminados del noroeste argentino, como el Gastona perteneciente a la cuenca del Salí-Dulce (Mirande, 2001) donde los valores habituales se dieron en el rango entre 0.2 y 4 µg/L y en la cuenca del Bermejo, donde los promedio en los distintos períodos hidrológicos no superaron 7, 00 mg/L (Moraña, 2005). La primer cuenca está sometida a una intensa degradación de sus recursos hídricos con industrias cuyos vertidos ejercerían un fuerte efecto inhibitorio, directo o indirecto, sobre la biomasa algal, y la segunda cuenca por el tipo de basamento dominante, y los abundantes caudales con dominio de la turbidez inorgánica, en general no lograría tener tasas de mineralización de sales y concentración de nutrientes que favorezcan niveles de biomasa como los de la Cuenca del Juramento.

En relación a la diversidad específica y equitatividad, surge que la subcuenca CH, sometida a menor impacto antrópico presentó los valores más altos, siendo los menores valores en PJ. Es discutible si estos atributos pueden expresar adecuadamente los gradientes de perturbación que sufre cada subcuenca, dado que, por ejemplo, subcuencas como la del AA que sufren alteraciones originadas por exceso de materia orgánica, también presentaron valores de diversidad y equitatividad altos, probablemente por el tipo de disturbios (disturbios de frecuencia y magnitud intermedios). Lobo y Kobayasi (1990) también encontraron mayor diversidad en ambientes con mucho contenido de materia orgánica. Otros resultados en el río Salí (cuenca endorreica del Salí-Dulce) indicaron que el índice de Shannon no varió de acuerdo a un gradiente de contaminación y por lo tanto no permitió diferenciar distintos niveles de polución (Seeligman, 1998).

Por otra parte, la diversidad de especies tiende a decrecer cuando existen grandes intervalos de tiempo entre disturbios (Padisák, 1993). Si consideramos que a nivel de macroescala, la “perturbación” de mayor alcance estaría dada por las crecidas, la existencia de un estiaje muy prolongado (mayo a noviembre) induciría a un gradual decrecimiento en los valores de diversidad específica (cosa que sucede a nivel global). Bajo condiciones “muy estables”, los índices tenderían a descender por la limitación de nutrientes y el pastoreo (Wetzel, 2001). Los valores inferiores en todo el muestreo realizado en la cuenca se dieron en diferentes sitios y momentos (en octubre de 1999, en el río Arenales en Paso Sarmiento=0,273 bits⁻¹, en el Juramento Quebrachal en julio de 1999 = 0,272 bits⁻¹ y en agosto del mismo año =0,491 bits⁻¹; en el Juramento Tunal en junio=1,094 bits⁻¹ y en julio de 1999 =0,339 bits⁻¹ y en Miraflores en octubre=0,49 bits⁻¹) pero siempre durante el estiaje.

Los valores máximos se dieron en diferentes épocas, que cubren prácticamente todo el espectro de meses. Se destacan en tal sentido, el Arias en Santa Lucía que osciló entre 4,486 y 4,642 bits⁻¹ entre los meses de junio a diciembre de 1999 y el Arenales en Las Garzas con el máximo absoluto de 4,97 bits⁻¹ durante octubre, sostenido en noviembre del mismo año en un valor de 4,76 bits⁻¹. Ambos sitios del sistema Arias-Arenales son consistentes con situaciones de perturbaciones tanto de frecuencia como impacto intermitentes.

Los valores promedio de diversidad (3,25 bits⁻¹) son moderados en la cuenca, y se asemejaron al valor promedio de la cuenca del Bermejo (3,32 bits⁻¹). La subcuenca PJ

con el menor valor, al estar conformada por ríos regulados no permitiría el periódico rejuvenecimiento del sistema por la inundación y reanudación de los procesos de regeneración del ecosistema. Los incipientes procesos de alteración antrópica (AA, TR) y procesos naturales de rigurosidad climática (CH) tenderían a favorecer mayores diversidades comparativas en estas dos últimas subcuencas.

En la subcuenca PJ, la reducción tanto de los habitats inundables como de la periodicidad y magnitud del fenómeno de crecidas, determinarían un decrecimiento de la biodiversidad global. Alternativamente, las aguas que fluyen desde los reservorios hacia los ríos en esta subcuenca, servirían como la mayor fuente de inóculos de fitoplancton, incluso con incorporación del meroplancton por deriva de formas fijas al sustrato, que no se sostienen aguas abajo.

La densidad algal mostró diferencias significativas entre tres grupos de cursos lóticos, que tuvieron las siguientes características: a) ríos condicionados por una fuerte afectación antrópica directa sobre el ambiente, con elevadas biomásas; b) ríos con mayor descarga y por la posición del curso lótico en el sistema, con un número de orden superior a 4, fueron los que también presentaron elevada numerosidad de algas, y c) cursos con mayor tenor salino de sus aguas, que favoreció el desarrollo de comunidades fitoplanctónicas más ricas y equitativas pero menos abundantes (fig.14, tabla 39, y siguiente discusión).

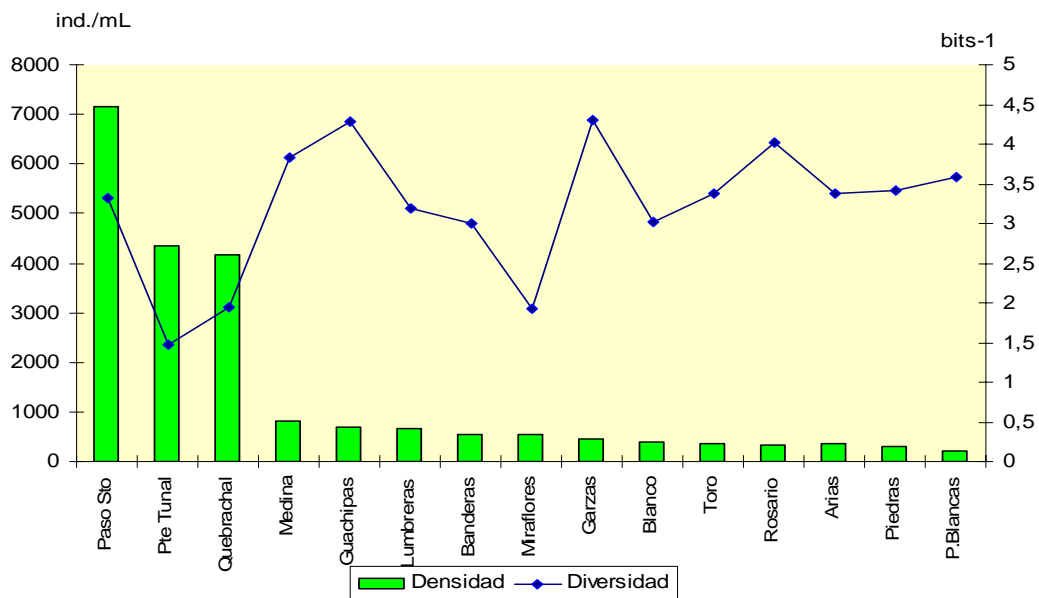


Fig. 14: Variación de la densidad y diversidad promedio en los principales cursos lóticos de la ACJ

El río Arenales presentó la mayor densidad promedio (7144,70 ind./mL) en Paso Sarmiento, sitio receptor de efluentes cloacales e industriales de la ciudad de Salta, y en segundo término el río Juramento a la salida del embalse El Tunal (con 4361,71 ind./mL) y luego aguas abajo en el Quebrachal (4161,86 ind./mL), última localidad antes de abandonar territorio salteño, cuando cambia de nombre por el de río Salado, en la provincia de Santiago del Estero.

Los valores más altos registrados, en Arenales Paso Sarmiento, coincidieron con un pulso de *Chlamydomonas* (*Ch. globosa*, *Ch. debaryana*) en la primavera de 1999, con 60.668 ind./mL; siendo también excepcional los registros en el Juramento Pte Tunal

(14.289 ind./mL) y en Quebrachal (12.268 ind./mL), éstos últimos dos, durante el invierno de 1999, cuando sobrevino una floración de *Aulacoseira granulata* var. *angustissima*.

La mayor parte de los ríos neotropicales de la región presentan valores de abundancia que distan mucho de tales cifras, tal el caso de los ríos pertenecientes a la Alta Cuenca del Bermejo (1231 ind./mL) (Moraña, 2005), del Alto Paraná (371 ind./mL) (Zalocar de Domitrovic & Maidana, 1997) y cursos lóticos pertenecientes a la cuenca endorreica del Salí-Dulce (Seeligman, 1998; Mirande, 2001). Se interpreta que si bien, la carga orgánica aportada por diversas actividades antrópicas puede favorecer el incremento del fitoplancton, es la naturaleza geológica de la cuenca la que ejerce la fuerza directriz en la conformación cuantitativa de las comunidades bióticas. Las precitadas cuencas son mayormente basálticas o graníticas, con escasa meteorización, en tanto que el sustrato que conforma la Alta Cuenca del Juramento es sedimentario en gran parte, con alto grado de mineralización e intercambio iónico.

Por otra parte, ríos montañosos del centro del país ofrecen similares condiciones geológicas a las cuencas precitadas y por ende menores abundancias de las comunidades microalgales suspendidas (Martinez de Fabricius *et al.*, 1988; Luque *et al.*, 1994; 1997).

Los menores valores obtenidos de densidad del fitoplancton correspondieron al río Rosario (136 ind./mL) y al Juramento en Banderas (134 ind./mL) ambos en el mes de agosto de 1999, cuando la demanda para riego excedió la capacidad de recuperación en la recarga del agua subterránea; estando entonces comprometida la disponibilidad del caudal líquido por las sucesivas derivaciones y sustracciones del mismo. El río Rosario, particularmente durante el estiaje redujo más del 80% el módulo promedio líquido que transporta.

Lugar	Densidad algal (ind./mL)	Diversidad (bits ⁻¹)	Riqueza (nº spp.)	Equitatividad
Arias	372,29 a b c d	4,07 d e	34,43 a b	0,80 c d e
Arenales Paso	7144,70 c d	3,32 a b c d e	31,20 b c d	0,61 a b c d
Arenales Garzas	469,50 a b c d	4,26 d e	35,00 a b c d	0,84 c d e
Toro	354 a b c d	3,51 a b c d e	24,00 a b c d	0,77 a b c d
Rosario	321,33 a b c	3,37 a b c d e	14,67 a	0,86 d e
Guachipas	698,80 b c d	4,24 e	26,40 b c d	0,91 e
Peñas Blancas	220,57 a	3,58 b c d e	24,86 a	0,79 a b c d
Banderas	544,10 b c d	3,00 a b c	25,67 a b c	0,75 a b c
Lumbreras	653,86 b c d	3,19 a b c d	28,29 b c d	0,67 a b c
Miraflores	543,00 b c d	1,93 a	17,50 a b c d	0,45 a
Piedras	313,20 a	3,42 a b c d e	24,00 a b c	0,75 a b c d
Blanco	406,40 a b c d	3,02 a b c	23,60 b c d	0,67 a b c
Medina	826,17 b c d	3,83 c d e	25,17 c d	0,84 d e
El Tunal	4361,71 d	2,56 a b c	30,33 d	0,51 a b
Quebrachal	4161,86 d	1,95 a b	27,57 d	0,39 a
Estadístico	H =32,29 p=0,0036	F=3,06 P=0,001	F=1,91 P=0,041	H=40,21 P=0,0002

Tabla 39: Comparación de las características ecológicas de las comunidades algales en los cursos lóticos (muestreo 1998-1999) (N=165)

La diversidad específica también presentó diferencias altamente significativas entre ríos y se correlacionó en forma inversa con la densidad algal ($r=-0,47$, $p\leq 0.0001$). Los valores promedio más bajos se presentaron en aquellos ambientes que se destacaron por presentar elevada biomasa, como el río Juramento aguas abajo del Tunal ($1,48 \text{ bits}^{-1}$) y en Quebrachal ($1,95 \text{ bits}^{-1}$).

Las aguas salobres del río Medina favorecieron la presencia de menores cantidades de microalgas, proporcionando un promedio de $826,17 \text{ ind./mL}$, y también, otro curso salobre, el Guachipas con $698,80 \text{ ind./mL}$.

Si exceptuamos los ríos que se enriquecen con descargas puntuales y difusas de efluentes orgánicos, tal el caso del Arenales en Paso Sarmiento y Las Garzas, y los ríos Rosario y Guachipas; se aprecia una tendencia general a la vinculación entre bajos valores de diversidad y mayores valores de densidad de las comunidades; de tal manera que aquellos valores inferiores a 600 ind./mL se correspondieron con diversidades superiores 3.00 bits^{-1} , y viceversa. Por otra parte, las presas actuaron de dos maneras opuestas, según sus características morfohidrométricas: a) como “sumideros o decantadoras de materia orgánica”, al incrementar el tiempo de residencia hidráulica del agua, produciendo una merma en la biomasa que egresa de ellas, como la salida del embalse Cabra Corral en Peñas Blancas ($220,57 \text{ ind./mL}$), en particular por la posición de las bocas de salida ubicadas en el tercio inferior, o bien, el caso opuesto b) cuando tanto el tiempo de residencia y el volumen retenido son bajos, potenciado el nivel del inóculo exportado aguas abajo, como la presa compensadora de Miraflores (543 ind./mL) y el propio río Juramento aguas abajo del dique El Tunal (4361 ind./mL). En el caso de estos últimos sitios la densidad algal no difirió significativamente de la observada en los cuerpos lénticos precitados.

Los diversos ríos muestreados se diferenciaron estadísticamente en los atributos de las comunidades algales: diversidad específica ($H=33,63$; $p= 0,0023$), y en la equitatividad ($39,09$; $p=0,0004$)(tabla 41, fig. 15 y 16). Se destacó el Juramento a la salida de la presa compensadora de Miraflores con valores inferiores, al igual que el Rosario que presentó la menor cantidad de especies ($14,67$) aunque con una elevada uniformidad en su distribución ($0,86$), siendo sólo superado por el Guachipas ($0,91$) que fuera al mismo tiempo uno de los ríos con mayor diversidad específica (fig.15).

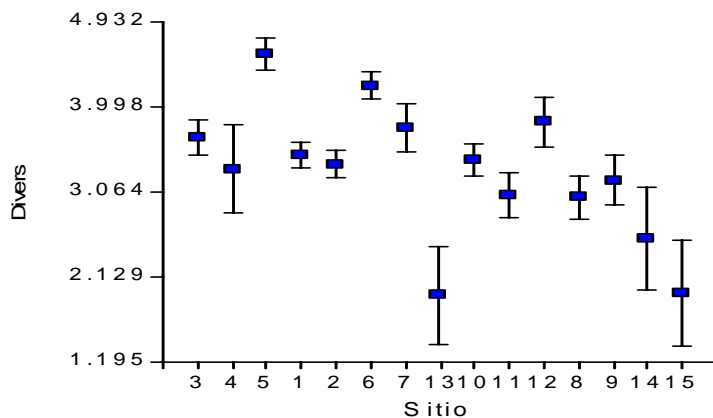


Fig. 15 : Comparación de la diversidad promedio en los cursos lóticos de la ACJ
 N1: Arias, N°2 Arenales Sto, N° 3 Arenales Garzas, N° 4 Toro, N° 5 Rosario, N° 6 Guachipas
 N° 7 P.Blancas, N° 8 Miraflores, N° 9 Piedras, N° 10 Blanco, N°11 Medina N° 12 Jto Banderas
 N° 13 Jto Lumbreras, N° 14 Tunal Puente, N° 15 Jto Quebrachal

En líneas generales se observó que un aumento en la densidad de individuos se condice con un empobrecimiento e inequitatividad en la distribución de las biocenosis, como sucede en el río Juramento. En tanto que sitios que reciben vertidos de cargas medias a lo largo de su trayecto, fueron más diversos y homogéneos pero con abundancias relativamente inferiores, tal el caso del Arenales en Las Garzas. Se ha discutido ampliamente en la literatura la aplicabilidad del índice de Shannon para reflejar la calidad del agua y los resultados han sido contradictorios, dado que en aguas relativamente limpias se han obtenido valores más bajos que aguas con polución media o crítica (Lobo *et al.*, 1996). En otros estudios, las diferencias entre ambientes contaminados y no contaminados se produjeron sobre todo a nivel de densidad algal (del Giorgio *et al.*, 1991).

Por otra parte, la diversidad suele estar muy influida por los disturbios episódicos que ocurren en los ambientes lóticos, tal como las crecidas y la mezcla vertical turbulenta del plancton (Margalef, 1997). Otros factores pueden afectar la diversidad, tales como la diferencia de productividad entre sistemas lóticos, y el hecho de que el índice varía de manera no lineal con el tamaño de las unidades muestrales y la extensión del área de estudio considerada (He *et al.* 1994; Dufrêne y Legendre 1997). Por otra parte, los altos valores de diversidad alcanzados en un determinado sitio no aseguran necesariamente un alto valor ecológico del ambiente (Duna, 1994).

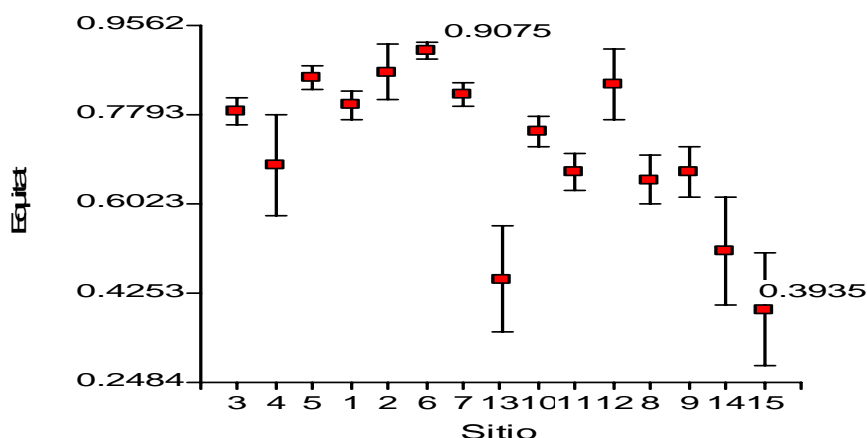


Fig. 16 : Comparación de la equitatividad promedio en los cursos lóticos de la ACJ
 N1: Arias, N°2 Arenales Sto, N° 3 Arenales Garzas, N° 4 Toro, N° 5 Rosario, N° 6 Guachipas
 N° 7 P.Blancas, N° 8 Miraflores, N° 9 Piedras, N° 10 Blanco, N°11 Medina N° 12 Jto Banderas
 N° 13 Jto Lumbreras, N° 14 Tunal Puente, N° 15 Jto Quebrachal

Las variaciones en las condiciones hidrográficas tienen el efecto más inmediato sobre la biota suspendida, correspondiendo a bajas tasas de renovación del agua un aumento en la biomasa, mientras que la inestabilidad hidrográfica fue destructiva. Se observó que no existe una modificación estacional del plancton sino una dependencia íntima de su estructura y composición del momento o período del régimen hidrológico en los cuales se encontraban los cursos fluviales de la Alta Cuenca del Juramento. Observaciones similares se constataron en el Alto Paraná (Zalocar de Domitrovic & Maidana, 1997).

En la parte más alta de la cuenca (ríos Toro, Arias, y subsidiarios del Guachipas y Juramento), las pendientes pronunciadas, y el tipo de descarga hídrica (inferior a 6 m³/s)

no favorecieron el desarrollo de comunidades algales densas. Los grandes pulsos del plancton ocurrieron sólo cuando todas las condiciones fueron favorables, de hecho durante el muestreo, se han producido floraciones sólo en cursos con descargas significativas, - dentro de los niveles que se manejan en la cuenca-, tal como en el Juramento aguas abajo del Tunal cuando se tuvo un caudal entre 20,38 y 26,88 m³/s durante el estiaje, y en el mismo río Arenales cuando el módulo osciló entre 11,38 y 19,04 m³/s.

5.3. ESTRUCTURA DE LAS COMUNIDADES EN EL CICLO HIDROLÓGICO

1º ETAPA (PERÍODO 1998-1999)

La estructura de las comunidades algales varió significativamente según el período del ciclo hidrológico, en respuesta principalmente a la modificación de la descarga hidráulica y al tiempo de residencia del agua (tabla 40). El resultado neto fue, que en general durante el estiaje, con la reducción del caudal y el incremento del tiempo de permanencia del agua se desarrolló en promedio una mayor cantidad de biomasa algal pero a expensas de una reducción significativa en la diversidad y equitatividad de especies (tabla 40).

Variable	Crecidas	Estiaje	nivel de significación ≤ p
Densidad algal (ind./mL)	800,41	2388,41	T=-1,35 0,0001
Diversidad específica	3,56	3,10	T=2,34 0,0244
Equitatividad	0,78	0,65	T=2,68 0,0048
Riqueza específica	27,10	25,47	No signif.

Tabla 40 : Promedios de atributos ecológicos de las comunidades del fitoplancton en ambos períodos del ciclo hidrológico en el muestreo 1998-1999(N=180)

En este período, se habrían ejercido perturbaciones de menor intensidad y frecuencia que favorecieron el incremento de la biomasa en los cursos lóticos.

Durante los períodos de crecidas, la calidad y caudal del agua mostraron marcadas variaciones por los aportes circunstanciales provenientes de diferente origen: escorrentía superficial, pluviosidad torrencial u otras, que actuaron en detrimento del aumento de biomasa más que en la ocurrencia de una mayor diversificación de grupos presentes. Esto se vió corroborado porque al extraer del análisis, los sitios ubicados inmediatamente aguas abajo de las presas (Peñas Blancas, Miraflores y Puente El Tunal), no se modificó la situación anterior. La lluvia es un agente de dilución de las concentraciones del fitoplancton que ha sido remarcado reiteradamente en la literatura (Kyong & Joo, 1998; Mirande, 2001; entre otros).

Sin embargo, esta situación general promedio, en un análisis más detallado por cada curso lótico, mostró una diferenciación en algunos casos, donde el período de crecidas fue el más productivo en biomasa (fig.17).

En este caso, se trata de ríos que alimentan a otros, ubicados en las partes altas o en nacientes de sistemas colectores, de envergadura insignificante a nula durante los períodos de estiaje, que asumen existencia real, literalmente, durante las crecidas. Algunos, como el río Toro que tiene cierta magnitud en febrero ($21,31 \text{ m}^3/\text{s}$), en estiaje es sobreexplotado y/o se insume en el subalveo, con caudales restringidos inferiores a $5 \text{ m}^3/\text{s}$.

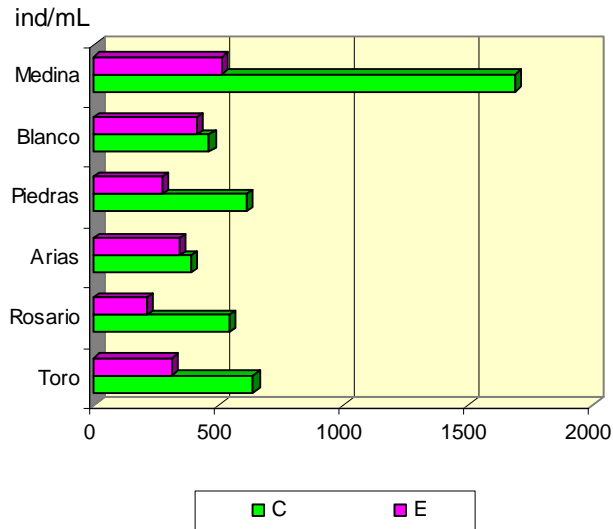


Fig. 17: Cursos fluviales de caudales reducidos durante el estiaje ($\leq 5 \text{ m}^3/\text{s}$)

Los cursos lóxicos de cierta envergadura, cuyos caudales aún en estiaje superan los $10 - 15 \text{ m}^3/\text{s}$ (tal el caso del Juramento con un módulo de $20 \text{ m}^3/\text{s}$ durante la máxima sequía), tienen una descarga líquida no limitante para sustentar el desarrollo de la máxima biomasa algal. En estos ambientes se dió el predominio de la biomasa durante el estiaje (fig.18). En este último grupo se destacó el río Arenales (en Paso Sarmiento), que ofreció un suplemento aún más elevado de biomasa, merced al enriquecimiento de nutrientes y materia orgánica que recibe a su paso por el departamento Capital de Salta, que fue altamente significativo durante el estiaje.

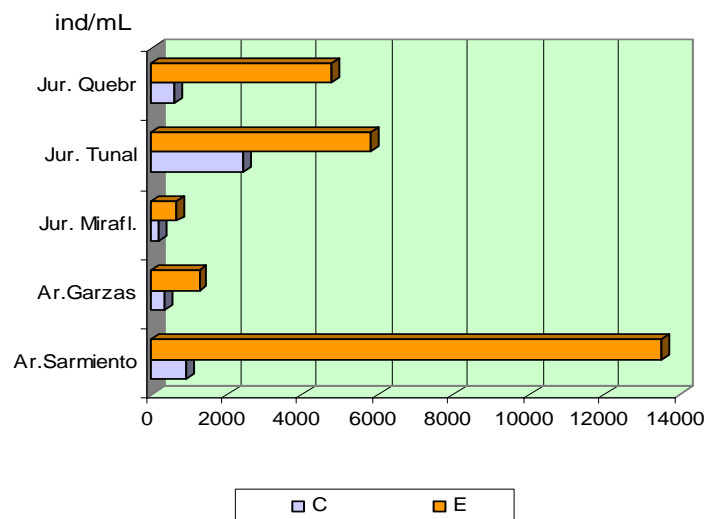


Fig. 18: Cursos fluviales de caudales mayores durante el estiaje ($\geq 10 \text{ m}^3/\text{s}$)

El ciclo hidrológico reguló la estructura de las comunidades algales del fitoplancton en la Alta Cuenca del Juramento, en forma diferencial según la situación de carga hidráulica de los distintos ríos. En los cursos lóticos de caudales superiores en los períodos de máximo estiaje (5-10 m^3/s), se produjo la mayor biomasa y la menor diversidad durante el estiaje, y con el incremento de las fluctuaciones hidrológicas que sobreviene con las precipitaciones se induce la presencia de mayor número de especies y la mayor diversidad específica con una reducción de la biomasa algal.

5.4. COMPARACIÓN ENTRE SUBCUENCAS EN EL PERÍODO DE ESTIAJE

Las subcuencas AA, TR y PJ, desarrollaron durante el estiaje mayor biomasa algal y la Calchaquí se diferenció por presentar el mayor valor promedio de diversidad específica (fig. 20).

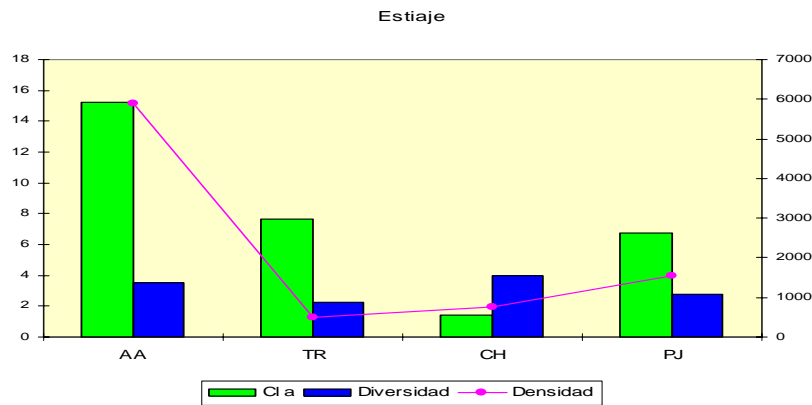


Fig. 19: Comparación de valores promedio de atributos ecológicos del fitoplancton en principales subcuencas de la ACJ durante el estiaje

La subcuenca CH que presentara menor biomasa algal fue la que tuvo mayores valores de equidad en la distribución y representatividad de las especies en los distintos ensambles (fig. 19 y 20).

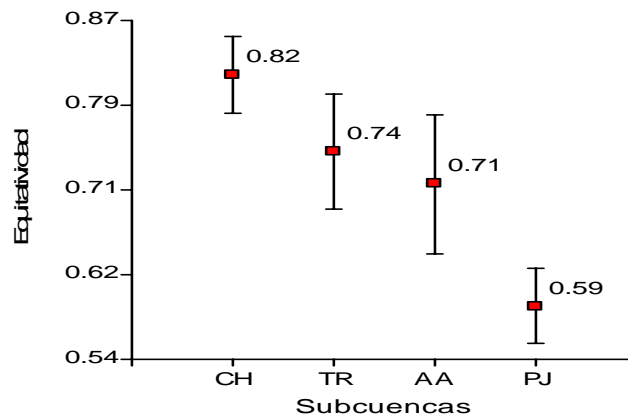


Fig. 20: Valores promedios de equitatividad en cursos lóticos por subcuencas de la ACJ

Los valores de equitatividad tendieron a ser menores en las subcuencas que presentaron menor diversidad específica, y fueron más altos en la subcuenca calchaquí, donde se obtuvo la menor biomasa promedio.

5.5. COMPARACIÓN ENTRE ESTACIONES DEL AÑO

Las variables relacionadas con el componente biótico, excepto la riqueza específica, no mostraron diferencias significativas entre estaciones del ciclo anual (tabla 41).

Variable	Valores promedios	Valores medianas	nivel de probabilidad
Clorofila a	O = 7,68 I = 7,86 P = 10,09 V = 5,45	O = 5,43 I = 3,07 P = 4,50 V = 3,48	No signif. ≤ 0,436
Densidad algal	O = 1111,32 I = 2576,93 P = 2346,08 V = 843,08	O = 430,00 I = 438,00 P = 399,50 V = 553,00	No signif. ≤ 0,724
Diversidad	O = 3,54 I = 2,69 P = 3,17 V = 3,52	O = 3,75 I = 3,42 P = 3,30 V = 3,57	No signif. ≤ 0,239
Equitatividad	O = 0,71 I = 0,61 P = 0,67 V = 0,87	O = 0,74 I = 0,73 P = 0,75 V = 0,78	No signif. ≤ 0,347
Riqueza específica	O = 31,47 b I = 20,79 a P = 27,22 b V = 62,62 a b	O = 31 I = 21 P = 27 V = 25	F=4.53 ≤ 0,0056

41: Atributos ecológicos de las comunidades algales en los cursos lóticos de la ACJ N=(180)

Sólo los valores de riqueza específica fueron significativamente inferiores en el invierno en relación a las restantes estaciones.

El clima subtropical semiárido dominante en el área de la cuenca, y el efecto del cambio climático con escasos registros de temperaturas bajas en los últimos años, condicionó que no haya habido acentuadas diferencias climáticas salvo las propias vinculadas a la aparición de las precipitaciones.

5.6. COMPOSICIÓN DE LAS BIOCENOSIS ALGALES

En este estudio se identificó un total de 137 especies. La Clase Bacillariophyta estuvo representada por 60 especies, 35 especies de Chlorophyta, 26 de Cyanophyta, 8 de Cryptophyta, 3 de Dinophyta y 5 de Euglenophyta. El listado completo de las especies identificadas en los sitios estudiados figuran en el Anexo.

En general, en la Alta Cuenca del Juramento, el aporte de las diatomeas (52,02%) superó a las restantes clases algales, como es típico de ambientes similares de la región

(Tracanna *et al.*, 1997, Martínez de Fabricius, 1995, 1998) y del mundo (Reynolds y Descy, 1996). Las Clorófitas hicieron una contribución también significativa (39,15%), y salvo las Cianófitas (2,09 %) y Cryptófitas (4,92%), la participación de los restantes grupos fue insignificante: Euglenófitas (1,80%), Dinófitas (0,07 %) y Crysófitas (0,03). En diversas ocasiones, los diferentes grupos tuvieron una representatividad nula, excepción hecha de las diatomeas que siempre estuvieron presentes. Su registro inferior (14 ind/mL) se dió en Peñas Blancas, durante diciembre de 1998, un ambiente sometido a constante manipulación para la regulación de los caudales, en las nacientes mismas del Juramento, que en esa fecha estaba en plena crisis hídrica.

Por otra parte, el valor máximo del grupo (14.031 ind/mL) se dió también en otro ambiente sometido a manejo, en el Juramento aguas abajo de la presa El Tunal en julio de 1999, en correspondencia con una intensa floración de *Aulacoseira granulata* var. *angustissima*.

5.7. COMPOSICIÓN DEL FITOPLANCTON POR SUBCUENCAS

La abundancia de diatomeas no se diferenció significativamente entre subcuencas (tabla 42).

Variable	Promedios por Subcuencas	Medianas por Subcuencas	nivel de Significación
Bacillariophyta	AA 388,58 a	314,00	H=3,02 0,387
	TR 377,56 a	244,00	
	CH 697,62 a	533,68	
	PJ 1181,59 a	330,00	
Chlorophyta	AA 3243,58 a	75,00	H=12,40 0,0061
	TR 17,89 b	26,61	
	CH 40,23 b	52,87	
	PJ 60,64 a	107,32	
Cianophyta	AA 70,89 a	16,00	H=9,52 0,0227
	TR 45,00 b	37,00	
	CH 23,54 b	21,00	
	PJ 21,07 c	8,00	
Euglenophyta	AA 89,53 a	9,00	H=19,33 0,0001
	TR 13,00 b	3,00	
	CH 13,69 b	5,00	
	PJ 2,77 c	0,00	
Cryptophyta	AA 132,32 a	3,00	H=12,96 0,0042
	TR 44,67 a	6,00	
	CH 45,62 b	42,00	
	PJ 83,95 b	40,00	

Tabla 42: Composición de los grupos taxonómicos por subcuencas (N=180)

Los restantes grupos mostraron diferencias entre subcuencas. Si observamos los valores medianos de los flagelados criptófitos, sus densidades en general fueron más

reducidas en ambientes provistos de corrientes vigorosas por las fuertes pendientes. Las aguas de la subcuenca calchaquí, que presentaron propiedades ópticas que interfirieron con la presencia de luz, como el color verdadero y la turbidez, fueron las que posibilitaron un constante desarrollo de las criptófitas nanoplanctónicas. En parte, la subcuenca del Juramento tuvo valores elevados por el traspaso de inóculo desde los reservorios (Miraflores y El Tunal), aunque también al ser un río de descarga con cierta envergadura se produjo un incremento de la carga de material en suspensión.

La subcuenca que tuvo mejor representatividad de las diatomeas fue la Calchaquí, donde se dieron porcentajes muy elevados del grupo, aunque no estadísticamente diferentes (fig. 21), favorecida por la disponibilidad de sílice soluble (promedio=36,13 mg/L) muy superior a las restantes subcuencas (AA=9,85 mg/L, TR=7,88 mg/L, PJ=15,94 mg/L). Los elevados tenores de conductividad presentes durante el estiaje (1154,16 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) favorecieron la presencia de especies bentónicas halofílicas tales como: *Rhopalodia gibberula*, *Rh. gibba*, *Ephitemia sorex*, *Eph. adnata*, *Surirella brebissonii*, *Campylodiscus clypeus*, *Cymatopleura solea*, *Nitzschia sigmoidea*, *N. acicularis*, *N. Stauroneis anceps* y *Hantzschia amhioxys*, entre otras.

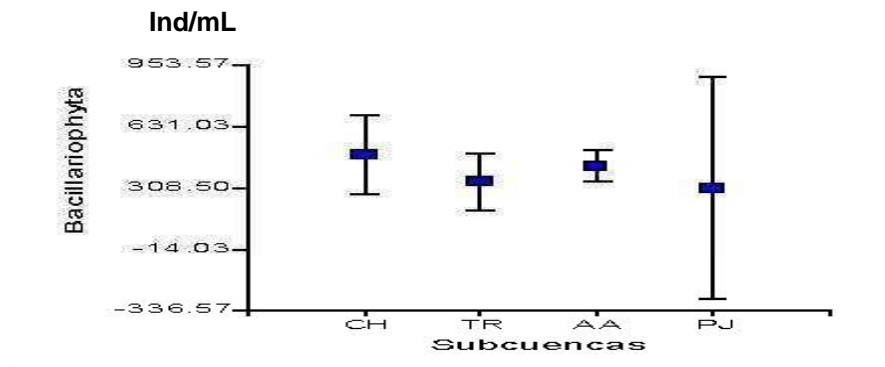


Fig. 21: Distribución de la Clase Bacillariophyta en los ríos por subcuencas de la ACJ

La subcuenca del P-J presentó una abundancia relativamente alta de diatomeas eupotamoplantónicas, principalmente *Aulacoseira granulata*, *Cyclotella meneghiniana*, *C. stelligera*, *Diatoma vulgare*, especies que fueron frecuentemente dominantes en el río Juramento.

Las clorófitas, por su parte, sólo fueron abundantes en la Subcuenca AA (con un valor mediano de 110,50 ind/mL) (fig. 22). En las subcuencas calchaquí y del Juramento tuvieron valores intermedios (29 y 19,50 ind/mL, respectivamente), siendo mínima su concentración en la subcuenca del Toro-Rosario (7,50 ind/mL). En el estiaje, no existieron

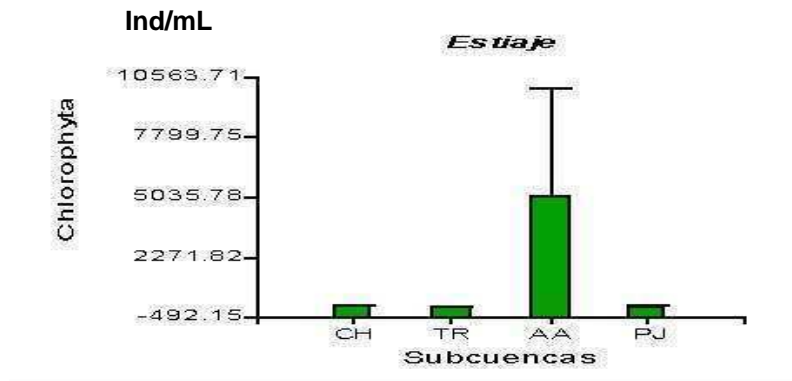


Fig. 22: Distribución de las Clorófitas en los ríos por subcuencas de la ACJ

diferencias en las cantidades de algas verdes entre subcuencas. La clase clorofícea estuvo representada mayormente por taxones del orden Chlorococcales, la mayoría de las cuales son cosmopolitas (Komárek and Fott, 1983).

En el río Arias-Arenales, las especies encontradas en estiaje fueron: *Chlamydomonas globosa*, *Coelastrum microporum*, *Coenochloris helvetica*, *Closterium moniliferum* var. *concovum*, *Dichotomococcus curvatus*, *Monoraphidium pusillum*, *M. griffithii*, entre otras.

Las Cryptófitas, si bien estuvieron representadas en algunos ríos de la subcuenca AA durante el estiaje (fig. 23), presentando la mayor abundancia (promedio 206,25 ind/mL), se destacaron por ser escasas en la subcuenca del TR (14,13 ind/mL) e intermedias en ese período en la subcuenca Calchaquí y del Juramento (45,25 y 89,71 ind/mL, respectivamente). A menudo su dominancia numérica se debió a la alta calidad nutricional

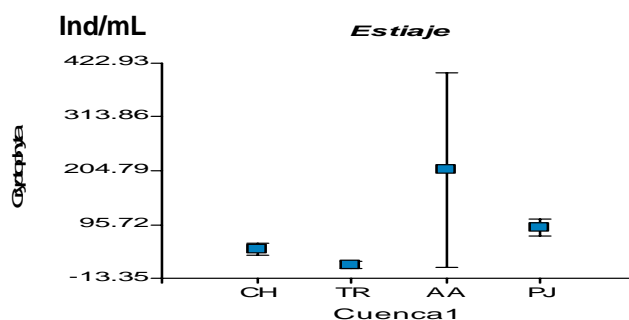


Fig. 23: Distribución de las Cryptófitas en los ríos de las subcuencas de la ACJ

de los ambientes con bajas intensidades lumínicas, y a su habilidad para crecer y reproducirse. Se hizo evidente el carácter lenítico que adquieren la mayoría de los cursos lóticos durante el estiaje, dado que la presencia de cryptomonófitas y otros microflagelados fue constante, siendo por otra parte idéntica la situación en los reservorios. Se ha sugerido que dichas especies serían componentes que actuarían como “estabilizantes internos” de las comunidades del plancton (Ilmavirta, 1983; Dokulil 1988). Por otra parte, existió coincidencia entre los ambientes de la cuenca y otros ambientes en donde son habituales, de elevadas altitudes (ej. Alpes), y por ende, caracterizados por presentar altas irradiaciones lumínicas y predominio de determinadas longitudes de onda, lo que indicaría la existencia de caracteres fisiológicos adaptativos para su persistencia en tales condiciones.

Las Euglenófitas y Cianófitas se destacaron en los ambientes lóticos de las subcuencas A-A y T-R, donde la constante y elevada carga orgánica favoreció su crecimiento (fig.24). Los euglenoides abundaron cuando la concentración de amonio y nitrógeno orgánico disueltos fueron relevantes, y su presencia estuvo restringida a: *Euglena gracilis*, *E. proxima*, *E. viridis*, *E. acutus* y *Lepocinclis sp.* dado que existen muy pocas especies verdaderamente planctónicas. El grado medio a elevado de saprobiedad de un sistema, indudablemente se puede detectar por la frecuencia de estos grupos, lo

que está bien documentado para ambientes del noroeste argentino (Tracanna, 1985; Seeligman, 1998; Mirande, 2001).

Ambos grupos, sólo alcanzaron niveles de densidades detectables en el estiaje, cuando en los cursos fluviales, las velocidades de la corriente de agua fueron bajas ($\leq 1\text{m/s}$), o bien cuando por su posición topográfica, éstos presentaron pendientes reducidas ($< 10\%$).

La variación de los grupos en el gradiente temporo-espacial se ajustó a la observación realizada por Descy *et al.*, (1987), en el sentido que la dinámica del fitoplancton está condicionada principalmente por las características climáticas y fisiológicas del río.

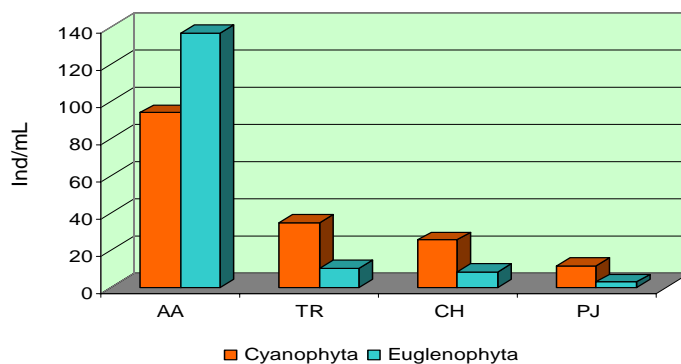


Fig.24: Distribución de las Cianófitas y Euglenófitas en ríos de las subcuencas de la ACJ

En cuanto a los restantes grupos, prácticamente fueron nulas la presencia de Crysófitas y Dinófitas. Este último grupo sólo se incorporó a los ambientes lóticos, a partir del inóculo presente en el embalse El Tunal, por ello encontramos *Ceratium hirundinella* a partir de 2000, - momento en que apareció por primera vez en el sistema del Juramento desde el inicio del monitoreo a fines del año 1997. En los cursos fluviales, sólo alcanzó cierta magnitud aguas abajo del río Juramento en Puente El Tunal (261 ind./mL) y en Quebrachal (67 ind/mL).

5.7. DISTRIBUCIÓN DE LOS TAXA EN EL CICLO HIDROLÓGICO

A nivel de subcuencas, no se observaron diferencias significativas en la abundancia de individuos de los grupos taxonómicos en ambos períodos del ciclo hidrológico. Se pueden señalar no obstante, algunas particularidades. En la Subcuenca del A-A en estiaje, dominaron las clorófitas en forma casi exclusiva, encontrándose los restantes grupos en porcentajes muy bajos. En crecidas, el aumento de la turbulencia, determinó que se vieran beneficiadas las diatomeas (fig. 25).

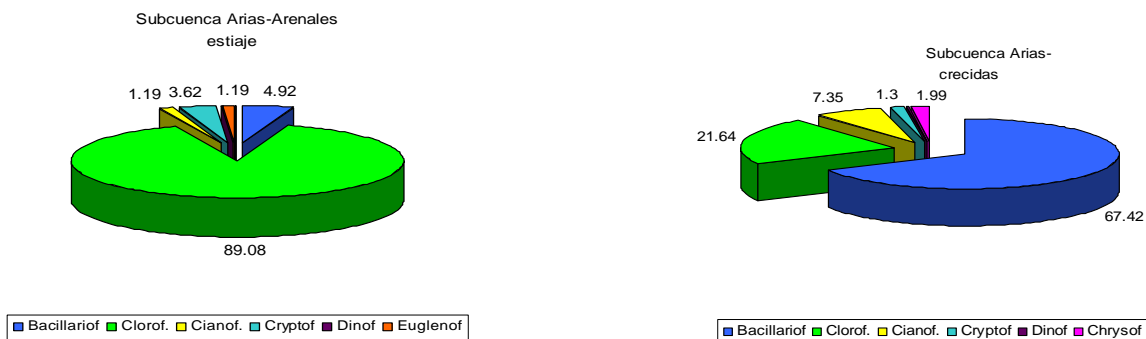


Fig. 25: Composición porcentual de los grupos taxonómicos en los cursos fluviales de la Subcuenca Arias-Arenales

En la subcuenca del Toro-Rosario (fig. 26), se aprecia en el estiaje dominancia de las diatomeas, con *Cymbella affinis*, *Diatoma vulgaris*, *Cocconeis placentula*, en los sectores menos poluidos y *Nitzschia palea*, y *Fragilaria ulna* en los otros sitios.

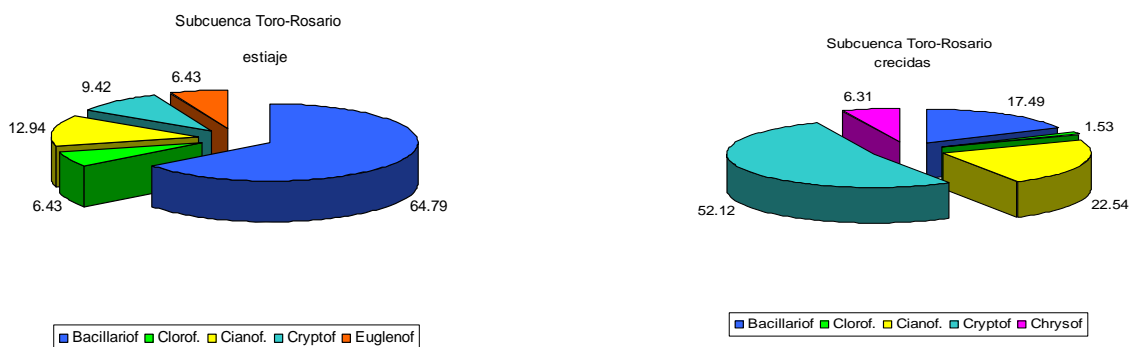


Fig. 26: Composición porcentual de los grupos taxonómicos en los cursos fluviales de la Subcuenca Toro-Rosario

Las clorófitas no sobresalieron, a pesar de la suficiente cantidad de nutrientes por ser los ambientes turbios por la presencia de sustancias coloreadas, entre ellas taninos y material sestónico. En esas condiciones pueden prosperar las cianófitas (*Phormidium tenue*, *Anabaena constricta*, *Chroococcus limneticus*, entre otras), y también pueden prosperar los euglenoides y cryptófitos. En aguas altas, las diatomeas que en su mayor parte eran meroplantónicas son reemplazadas por el dominio de cryptófitas y cianófitas. También ascendieron los porcentajes de crysófitas (*Chromulina sphaerica*, *Ochromonas varians*).

En la subcuenca del Calchaquí (fig. 27) por su parte, en ambos períodos del ciclo hidrológico son muy conspicuas las diatomeas, debido a dos condiciones ambientales características: una alta relación Si:P, y la selección de especies adaptadas a condiciones de salinidad extrema.

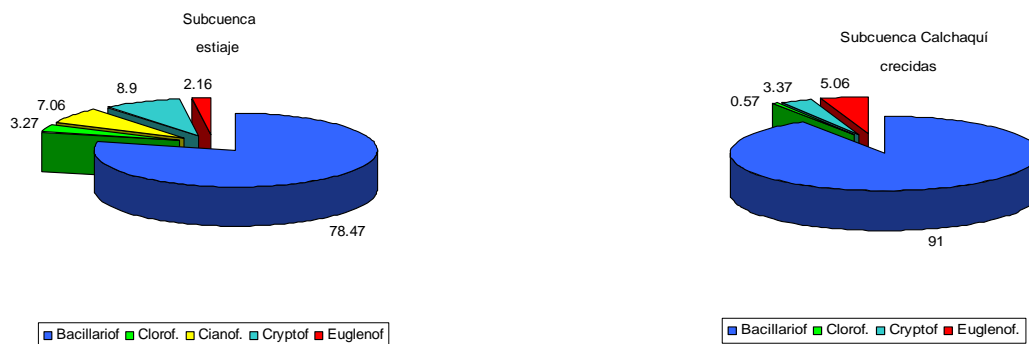


Fig. 27: Composición porcentual de los grupos taxonómicos en los cursos fluviales de la Subcuenca Santa María-Las Conchas -Guachipas

Finalmente, la subcuenca del Pasaje-Juramento (fig. 28), posee un alto rango de diatomeas que mayormente estuvieron representadas por la diatomea céntrica *Aulacoseira granulata*. La dominancia de esta especie y sus variedades fue descrita para grandes ríos turbios, tanto del mundo (Hotzel and Croome, 1996) como de la cuenca del Plata (García de Emiliani, 1981; O' Farrel *et al.*, 1996; Zalocar de Domitrovic & Maidana, 1997; entre otros).

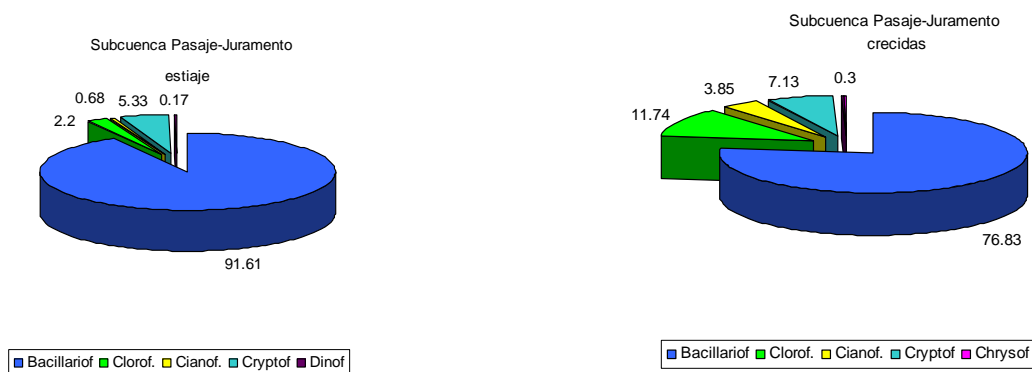


Fig. 28: Composición porcentual de los grupos taxonómicos en los cursos fluviales de la Subcuenca Pasaje-Juramento

El éxito de las diatomeas se explica por una alta eficiencia fotosintética, alto contenido de clorofila y un bajo umbral de saturación de luz, características que le confieren ventajas adaptativas con respecto a otros componentes del plancton en ambientes turbios (Reynolds, 1988).

Porcentajes variables aunque en general bajos (< 5%) de los restantes grupos se incorporaron en ambos períodos del ciclo.

PERIODO DE CRECIDAS

El aporte de las diatomeas a las comunidades del fitoplancton, durante el período de crecidas fue superior al resto (75,15%); estando secundadas por las Clorófitas aunque en proporciones sensiblemente inferiores (11,31%). Los restantes grupos, a excepción de las Cryptófitas (6,77%) y Cianófitas (5,77%), no alcanzaron al 1%. Se ha señalado que en época de lluvias, al ocurrir el aumento y resuspensión de nutrientes, principalmente del nitrato y sílice reactivos, se favorece la mayor abundancia relativa de las Bacillariófitas (Herrera Silveira, 1994), aunque también podría deberse su incremento a su resuspensión desde los sedimentos. Se destacaron como especies más frecuentes y comunes: *Cocconeis placentula*, *Cyclotella meneghiniana* y *C. stelligera*, *Cymbella affinis*, *Diatoma vulgare*, *Melosira varians*, *Navicula cryptocephala*, además de la dominante neta *Aulacoseira granulata*.

También las Criptófitas y Crisófitas medraron en época de lluvias cuando es bajo el tiempo de residencia del agua y son favorecidos los grupos de talla pequeña y tasas de duplicación acelerada.

Las Criptófitas oportunistas (*Rhodomonas minuta*, *R. lacustris*, *Chroomonas acuta*, y las *Cryptomonas*: *C. caudata*, *C. marsonii*, y *C. erosa*) alcanzaron su máxima proporción en el Rosario (41,94%), siendo elevada su representación en este río también durante la época de aguas bajas (21,73%).

PERÍODO DE ESTIAJE

En el estiaje, incrementaron las Clorófitas (44,55%) en desmedro de las diatomeas (47,50%), favorecidas por el aumento de temperatura, transparencia y estabilidad en la columna del agua. Las especies alcanzaron su máximo potencial en el río Arenales (87,84%) en Paso Sarmiento, el que no fue sostenido aguas abajo en Las Garzas; siendo las mejor representadas: *Chlamydomonas globosa*, *Ch. debaryana*; *Scenedesmus*: *Sc. arcuatus*, *Sc. ecornis* y *Sc. ovalternus*, y el complejo *Monoraphidium*: *M. pusillum*, *M. griffithii*, *M. minutum*, *M. fontinale*, y *Closterium moniliferum*, entre otras. Este ensamble de especies es característico de ambientes poluidos de distintas áreas geográficas, como el caso del río Gastona en el noroeste argentino (Mirandé, 2001) y del mismo río Salí en la cuenca baja (Hidroeléctrica Tucumán, 2001).

La declinación del flujo y el incremento de la claridad del agua determinaron el colapso de las diatomeas con el incremento de las tasas de hundimiento de éstas y su reemplazo por las algas verdes.

Las Cianófitas también se vieron favorecidas en este período (463 ind/mL), en especial en dos sitios donde recurrentemente contribuyeron con su presencia: el Rosario (32%) y el Arenales, donde oscilaron desde un 11,41% en Paso Sarmiento hasta un 15,54% en Las Garzas. Ambos sistemas presentaron en los sitios muestreados, un nivel alto de saprobiidad. Los taxa más frecuentemente encontrados en ambos fueron: *Planktolyngbia subtilis*, *Phormidium tenue*, *Ph. chalybeum*, *Ph. retzii*, y *Ph. formosum*; *Planktolyngbia subtilis* y *Porphyrosiphon martensianus*.

La existencia de bajos flujos facilitó la ocurrencia de pequeños pulsos locales o floraciones de cianobacterias, asimilándose este patrón estacional de las algas azul-verdes, al observado en otros ríos de diversas latitudes geográficas (Robarts y Zohary, 1987; Loez and Topalián, 1999; entre otros).

En muchos ríos que carecieron de adecuados volúmenes durante el estiaje, se formaron pozones donde se depositaron las algas y permanecieron como inóculos en estado de reposo (mayormente zigotos y quistes) hasta que se revitalizó el sistema hacia fines de primavera y comienzos del verano, momentos en que resurgieron. En estos

casos la “estabilidad de la columna de agua” estuvo supeditada a la existencia del suficiente caudal líquido que activó las diversas simientes dispuestas en parches a lo largo del curso.

Las asociaciones características del estiaje se correspondieron con tres grupos de ríos:

- ríos con fuerte carga orgánica como el Arenales en Paso Sarmiento y el Rosario
- ríos con elevado tenor salino además de cierto tenor de carga orgánica como el Medina y Guachipas.
- cursos menores de montaña como los ríos Piedras y Blanco, de condición intermedia con escasos o nulos elementos de la ficoflora que pudieran ser considerados indicadores de meso a polisaprobiedad ó polución.

Se verificó un número relativamente bajo de especies exclusivas de los ambientes lóticos, dado que en alto porcentaje las especies fueron originadas por deriva, a partir tanto de la zona litoral perifítica como bentónica, revelando.. “la estrecha relación que existe entre el fitoplancton, fitobentos y perifiton de los sistemas lóticos, sobre todo en aquellos tramos de poca profundidad..” (Reynolds, 1996) .

Las algas bénticas predominaron en ríos de bajo orden como poblaciones suspendidas (*Cocconeis*, *Nitzschia*, *Surirella*, *Fragilaria*), y en los colectores de cierta envergadura las algas características más bien del potamoplancton (*Cyclotella*, *Melosira*, *Navicula*, *Chlorella*, *Scenedesmus*) que toleran altas frecuencias de disturbios hidráulicos.

Un alto porcentaje de especies (70%) fueron también comunes a los embalses de la cuenca: tales como *Aulacoseira granulata*, *Chlamydomonas*, y los “complejos” *Monoraphidium* y *Scenedesmus*. Aunque en general, en los cursos fluviales los tamaños de las especies tendieron a ser menores.

Los cursos lóticos ubicados en regiones áridas y semiáridas son más vulnerables a las condiciones de macroescala del clima y geología regional, que los ubicados en regiones subtropicales húmedas y templadas, debido a la incorporación proporcionalmente mayor de los constituyentes meteorizados desde las rocas sedimentarias o volcánicas que son dominantes en dichas áreas y al efecto del déficit hídrico sobre los constituyentes fisicoquímicos y bióticos del agua.

En el río Arenales en Parque Industrial (fig.29), las diatomeas tuvieron una presencia constante durante todo el ciclo hidrológico, aunque con una ligera merma durante el estiaje (650 ind/mL) en relación al período de aguas altas (854 ind/mL). En cambio, el comportamiento de las Clorófitas y Cianófitas estuvo marcado por valores sensiblemente más altos durante la fase de aguas bajas (685 ind/mL y 352,17 ind/mL, respectivamente); que decayeron significativamente durante las crecidas (52 y 37,67 ind/mL). El mes de diciembre no obstante pertenecer al momento de aguas altas, al no recibir precipitaciones de magnitud, permitió la subsistencia de ambos grupos a niveles significativos (179 ind/mL, y 1582 ind/mL, respectivamente).

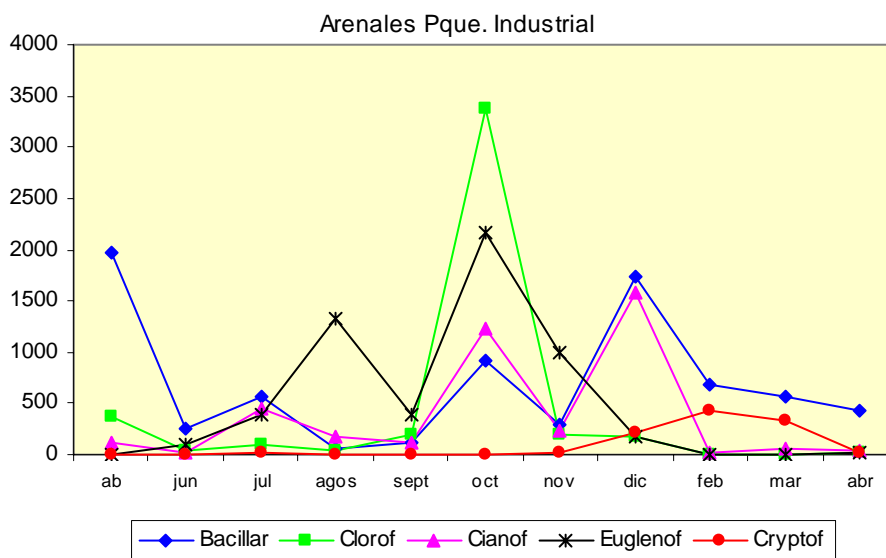


Fig. 29: Variación de los grupos algales en el río Arenales (Parque Industrial) en el período 1998-99

El hecho de que la cuenca se ubique en una región subtropical semiárida determinó que los caudales generados en la fase de crecidas del ciclo hidrológico tuvieran aún cierta envergadura en la fase tardía (mes de abril) que fue el momento en el cual se logró un incremento significativo de las diatomeas, a semejanza de la fase temprana (mes de diciembre) cuando recién las lluvias se iniciaron y favorecieron el lavado de nutrientes a los cuerpos de agua sin que existiera un exceso de torrencialidad. En cambio, las Cryptófitas alcanzaron valores más altos en estos últimos períodos merced a su estrategia oportunista r.

Las Cianobacterias incrementaron hacia fines del verano y otoño, acompañando “la estabilización del caudal” y las temperaturas altas, decayendo luego a valores nulos a fines del invierno e inicios de la primavera que, en la región, son los meses de mayor inestabilidad climática, con diferencias térmicas pronunciadas. En la fase de aguas altas, sus poblaciones son sumamente restringidas (en promedio 3,67 ind./mL). Sólo la existencia de bajo flujos facilitó la ocurrencia de pequeños pulsos de cianobacterias. Las Euglenófitas prosperaron en condiciones de saprobiedad, principalmente cuando se concentraron los vertidos cloacales, en el estiaje medio para decaer a cero en el invierno avanzado (meses de agosto y primera quincena de septiembre), merced al descenso de la temperatura. A descargas altas hubo poco plancton, y luego reaparecieron las diatomeas seguidas de las Chlorococcales y cianobacterias.

5.9. VARIACIÓN DE LOS GRUPOS TAXONÓMICOS EN LAS ESTACIONES DEL AÑO

Al agrupar todos los sitios y considerar la distribución de los principales grupos taxonómicos en las estaciones climáticas, se observó que no existieron diferencias significativas, a excepción de las Clorófitas (tabla 43).

Grupo taxonómico	Promedios estacionales	Medianas estacionales	nivel de significación
Bacillariophyta	O = 952,42 I = 2452,64 P = 563,45 V = 545,92	O = 330,00 I = 341,50 P = 291,50 V = 302,00	No signif. 0,8354
Chlorophyta	O = 53,84 a b I = 23,21 a P = 1624,92 a V = 155,31 b	O = 30,00 I = 17,50 P = 23,50 V = 49,00	H=8,19 0,042
Cryptophyta	O = 75,32 I = 87,86 P = 117,47 V = 68,92	O = 50,00 I = 68,50 P = 13,50 V = 3,00	No signif. 0,198
Cyanophyta	O = 15,63 I = 16,29 P = 38,11 V = 51,23	O = 7,00 I = 7,50 P = 10,50 V = 19	No signif. 0,527
Dinophyta	O = 0,53 I = 0,00 P = 2,61 V = 2,92	O = 0,00 I = 0,00 P = 0,00 V = 0,00	No signif. 0,269
Euglenophyta	O = 8,47 I = 5,71 P = 25,45 V = 4,38	O = 0,00 I = 0,00 P = 1,00 V = 0,00	No signif. 0,34
Chrysophyta	O = 0,32 I = 0,00 P = 0,08 V = 1,58	O = 0,00 I = 0,00 P = 0,00 V = 0,00	No signif. 0,180

Tabla 43: Contraste de los grupos taxonómicos entre estaciones climáticas en los ríos de la cuenca

Se aprecia que las diatomeas son constantes a lo largo del año, en tanto que las clorófitas tienen una tendencia a asociarse a las temperaturas ligeramente superiores de primavera, verano e incluso de algunos otoños cálidos, momentos en los cuales por otra parte, pueden llegar nutrientes a las aguas de la cuenca, especialmente nitrógeno, cuya concentración no suele tener una adecuada relación con la concentración del fósforo.

Las Cryptófitas por su parte, tienen los valores medianos más altos en el otoño-invierno cuando tienden a escasear los nutrientes, y favorecidas por su adecuada relación AS/V pueden optimizar la toma y, -salvo las diatomeas-, en esos meses ninguno de los otros grupos tienen mayores abundancias relativas.

Las cianófitas presentaron los valores medianos más altos durante el verano, ya que temperaturas inferiores a 20°C inhiben su crecimiento (Seeligman, 1998).

La estacionalidad tanto en los atributos ecológicos de las comunidades como en la abundancia de grupos taxonómicos es una característica destacable de los ambientes templados de ambos hemisferios, donde las estaciones son bien diferenciables, principalmente en base la temperatura e irradiación luminosa (Margalef, 1983). En el caso de la A.C.J. no se aprecian diferencias significativas en las abundancias de los grupos, por ser de clima subtropical y dado que en la última década se ha producido un incremento de la temperatura media (Servicio Meteorológico Nacional, 2004).

5.10. ANALISIS MULTIVARIADO DE COMUNIDADES ALGALES DE RÍOS

El análisis de Componentes Principales realizado considerando los datos de riqueza, densidad, diversidad, equitatividad y clorofila a, permitió reducir estas cinco variables a dos componentes que explicaron el 97% de la variación total en los sitios (fig. 29).

El primer componente explicó el 49% de la variación total de los datos y estuvo definido por su relación directa con los datos de diversidad específica y equitatividad, consideradas como las variables que más información aportaron al componente. Estos parámetros aumentaron en los sitios de muestreo ubicados hacia la parte positiva del eje, por ejemplo el río Calchaquí en Payogasta (2) que presentó un $H=4,15$ y una $J=0,87$, ó el río Corralito con $H=4,03$ y $J=0,81$ y el río Conchas en Punilla (8) con $H=4,06$ y $J=0,84$; sitios todos cuya concentración de clorofila fuera relativamente baja ($2,56 \text{ mg.m}^{-3}$, $0,86 \text{ mg.m}^{-3}$ y $1,27 \text{ mg.m}^{-3}$, respectivamente).

En el otro extremo del primer eje se ubicaron los sitios que ofrecieron por el contrario, menores valores de las variables mencionadas, como el río Santa María en Amaicha ($H=2,57$, $J=0,54$) pero elevadas concentración de clorofila ($21,01 \text{ mg.m}^{-3}$) y densidad algal (2442 ind/mL); y el Arenales en San Agustín (23) ($H=2,3$, $J=0,34$) cuya densidad fue de 1661 ind/mL .

En el segundo componente, las variables que mejor explicaron la distribución de sitios fueron hacia la parte positiva del eje, el aumento en la densidad y la riqueza, como el caso ya mencionado del Santa María (cuya riqueza de especies fue una de las más altas para el muestreo de 2000, $R=23$) y el Arenales en Parque Industrial (sitio 20) con una densidad de 1751 ind/mL y una riqueza de 29 spp.

Los sitios menos favorecidos por dichos atributos son en general cabeceras de cuenca, tanto en la región árida de la puna, como el río Calchaquí en La Poma (1), Calchaquí en Seclantás (2), Arenales en Potrero de Linares (21), y Corralito (14).

Código	Sitio	Código	Sitio	Código	Sitio
1	La Poma	14	Corralito	27	Juramento Quebrachal
2	Calchaquí Payogasta	15	Rosario	28	Conchas
3	Calchaquí Seclantás	16	Rosario Carabajal	29	Metán
4	San Carlos San Carlos	17	Escoipe	30	Medina
5	Santa María Amaicha	18	Arias-Arenales Las Garzas	31	Pasaje Peñas Blancas
6	Santa María Andalgalá	19	Arenales Paso Sarmiento	32	Piedras
7	Santa María Santa María	20	Arenales Pque.Industrial	33	Blanco
8	Conchas Punilla	21	Arenales Potrero Linares	34	Juramento Lumbreras
9	Guachipas Alemania	22	Arias Santa Lucía		

10	Guachipas Guachipas	23	Arias-Arenales San Agustín		
11	Toro Gdor. Solá	24	Juramento Banderas		
12	Toro Chorrillos	25	Juramento Miraflores		
13	Toro Cpo. Quijano	26	Juramento Puente Tunal		

Códigos de designación de sitios en los PCA

Matriz de Autovalores

Componente	Eigenvalue	Varianza %	Acumulada
1	2,46	49	49
2	1,38	28	77
3	1,01	20	97

Matriz de Autovectores

Variables	1º Componente	2º Componente
Diversidad	0,57	0,36
Equitatividad	0,54	0,13
Clorofila a	- 0,53	0,27
Densidad	- 0,29	0,70
Riqueza	0,12	0,54

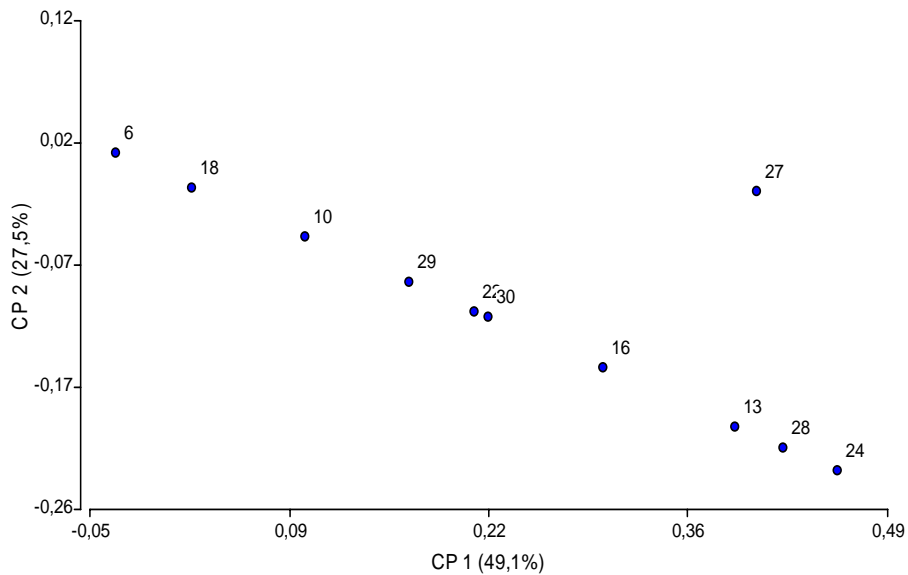
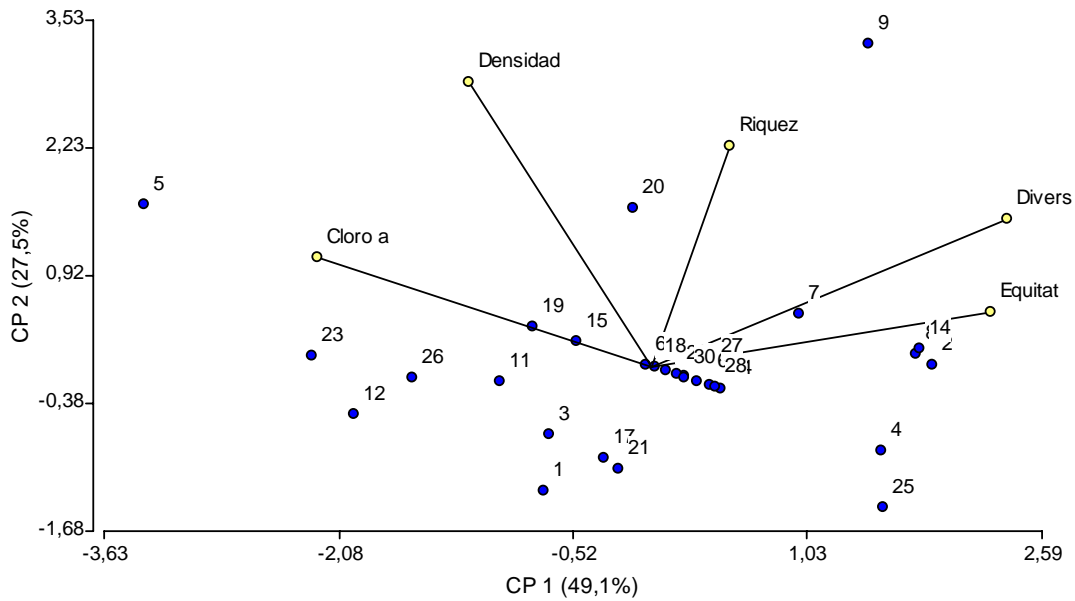


Fig. 29: Análisis de Componentes Principales realizado con datos de clorofila a, densidad, riqueza, equitatividad y diversidad específicas

PCA EN FUNCIÓN DE LOS GRUPOS TAXONÓMICOS

El PCA realizado utilizando los principales grupos taxonómicos en los 30 sitios muestreados en la segunda etapa, explicó en los dos primeros componentes el 53% de la variación total (fig. 30).

Componente	Eigenvalue	Varianza %	Acumulada
1	2.45	35	35
2	1.29	18	53
3	1.24	18	71

Matriz de Autovectores

Variables	1º Componente	2º Componente
Cianophyta	0.54	-0.28
Euglenophyta	0.52	-0.46
Chlorophyta	0.48	0.15
Bacillariophyta	0.37	0.62
Dinophyta	-0.21	-0.27
Cryptophyta	0.09	0.48

El primer componente estuvo definido por su relación directa con la abundancia de Cianófitas, Euglenófitas, Clorófitas y Bacillariófitas. El Arenales en San Agustín (23) con un porcentaje de diatomeas de 49,64%, euglenófitas: 36,70% y cianófitas de 22,99%; y el Arenales en Parque Industrial (20) que presentara, diatomeas en una proporción del 51,24%, cianófitas 10,08%, euglenófitas: 21,73% y clorófitas 16,96 %, se pueden ejemplificar como casos en el extremos del eje positivo.

El segundo componente hacia la parte negativa comprendió aquellos sitios que presentaron cierta concentración de dinófitas: el río Juramento en El Tunal y en Quebrachal, donde se aprecia la persistencia de los efectos de una floración de *Ceratium hirundinella* acaecida en el embalse El Tunal, con valores de 261 ind/mL y 67 ind/mL, respectivamente; aunque ésta no se sostiene aguas abajo.

En la parte positiva del segundo eje, se ubicaron los sitios que presentaron incrementos acentuados en la concentración de cryptófitas y diatomeas, como en el río Santa María Amaicha (5) con valores de 1212 y 1098 ind/L, respectivamente. Otro ejemplo es el Guachipas en Alemania (9), con una representatividad de diatomeas de 2214 ind/mL y de cryptófitas de 72 ind/mL.

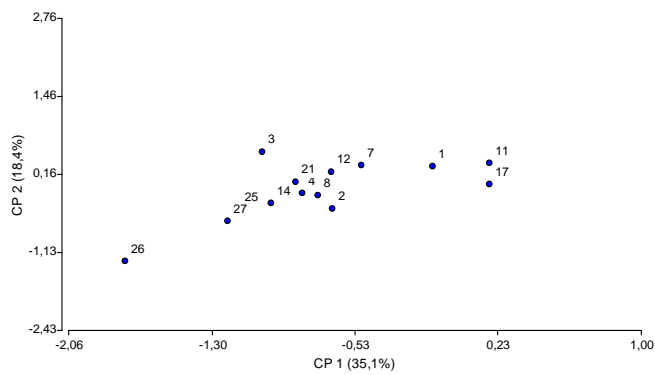
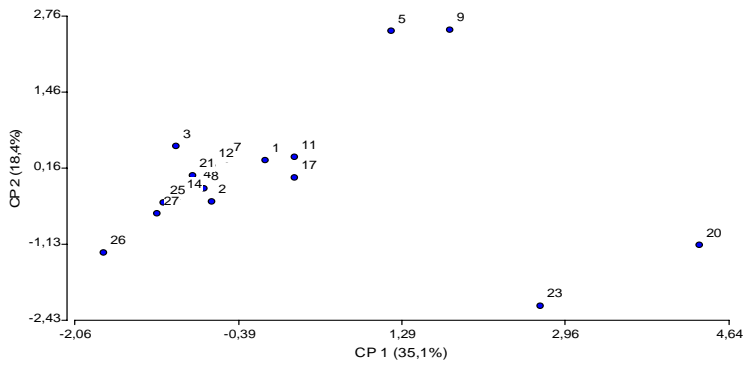
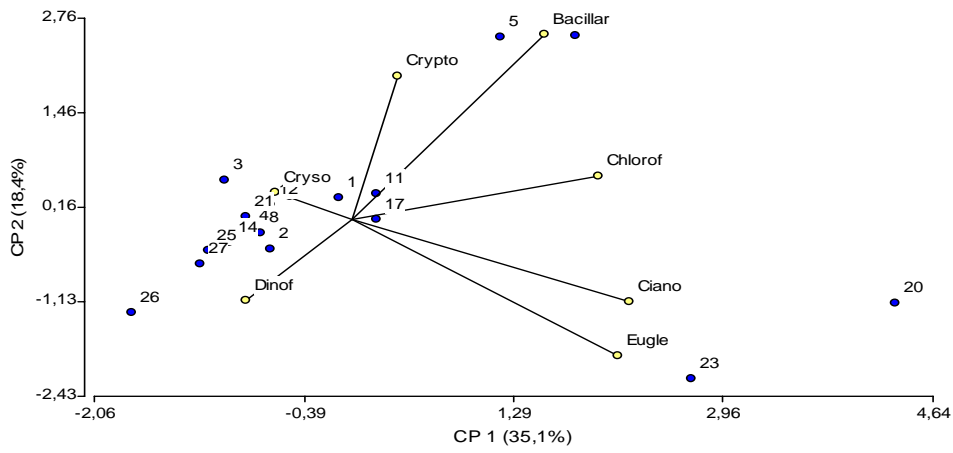


Fig. 30: Análisis de Componentes Principales realizados con las abundancias de los grupos taxonómicos de la 2ª etapa de muestreo

5.11. Fitoplancton de sistemas lóticos y su relación con las variables físico-químicas

Se empleó el Coeficiente de Correlación de Pearson para estudiar las relaciones significativas entre las variables físico-químicas y biológicas, considerando los datos obtenidos del muestreo llevado a cabo en la segunda etapa.

Las cianófitas mostraron numerosas adaptaciones fisiológicas a condiciones extremas tales como déficit de oxígeno, escasez de nutrientes, bajas intensidades lumínicas, altas conductividades específicas, entre otras (O'Farrell *et al.*, 2003). La abundancia de cianófitas se encontró correlacionada positivamente con la concentración de amoníaco ($r=0,83$; $p= 0,000$). Se observó también una relación positiva con las concentraciones de fósforo total ($r= 0,82$; $p= 0,000$) y fósforo reactivo soluble ($r= 0,77$; $p= 0,000$), estos datos se contraponen a los obtenidos por De León y Chalar (2003) en un estudio realizado en el embalse Salto Grande, donde el mayor desarrollo de cianófitas coincidió con concentraciones indetectables de fósforo.

Las cianófitas están bien adaptadas para vivir bajo condiciones de anoxia, y son capaces de realizar procesos de fermentación (Stal y Moezelaar, 1997). Además, en adición a la fotosíntesis normal aeróbica, numerosas especies son capaces de fotosíntesis anoxigénica a partir de compuestos inorgánicos reducidos (Garlick *et al.* 1977; Sorokin, 1999). Esto explicaría la tendencia hacia una relación negativa observada entre la abundancia de cianófitas y los tenores de oxígeno disuelto, aunque la misma no resultó estadísticamente significativa.

Se observó una asociación altamente significativa entre la abundancia de cianófitas y la de euglenofitas ($r= 0,84$; $p= 0,000$), por compartir hábitats similares desde el punto de vista de la calidad de las aguas, esto se reflejó en el comportamiento similar en ambos grupos de algas que presentaron correlaciones con las mismas variables físico-químicas. Se ha reportado a numerosas especies de euglenófitas como mixotróficas (Jones, 2000). Condiciones desfavorables de luz y concentraciones de DQO relativamente altas pueden presentar una desventaja a los fotótrofos obligados, por el incremento en la competencia con las bacterias por los nutrientes inorgánicos. Al igual que las cianobacterias, se observó una relación positiva con el fósforo total ($r= 0,99$; $p= 0,000$), con el fósforo reactivo soluble ($r= 0,96$; $p= 0,000$) y con los valores de amoníaco ($r= 0,99$; $p= 0,000$). Por último, se observó una correlación negativa entre la abundancia de euglenófitas y los registros de pH ($r= - 0,58$; $p= 0,01$), resultados similares se observaron en ríos y arroyos de la Alta Cuenca del Bermejo (Moraña, 2005).

Las diatomeas se correlacionaron positivamente con la concentración de sólidos totales disueltos ($r = 0,61$; $p = 0,01$), sulfatos ($r = 0,57$; $p = 0,02$), hierro ($r = 0,66$; $p = 0,004$) y consecuentemente con los registros de conductividad ($r = 0,66$; $p = 0,003$). Las clorófitas se correlacionaron positivamente con los datos de dureza ($r = 0,59$; $p = 0,01$) la concentración de sólidos totales disueltos ($r = 0,47$; $p = 0,05$) y consecuentemente con los registros de conductividad ($r = 0,58$; $p = 0,01$). Se observaron relaciones inversas entre este grupo de algas y los registros de pH ($r = - 0,64$; $p = 0,004$), de oxígeno disuelto (en porcentaje y en mg/L) ($r = - 0,57$; $p = 0,01$ y $r = - 0,62$; $p = 0,01$, respectivamente). Las criptófitas se correlacionaron positivamente con los registros de pH ($r = 0,49$; $p = 0,04$) y con las concentraciones de hierro ($r = 0,59$; $p = 0,01$).

El análisis de correlación canónica realizado considerando como variables dependientes a las abundancias de diatomeas, cianófitas, clorófitas, euglenófitas,

crisófitas, dinófitas y criptófitas; y como variables independientes a las concentraciones de amoníaco, fósforo total, ortofosfatos, oxígeno disuelto, sulfatos, hierro, pH, conductividad y turbidez; mostró que la primera correlación canónica resultó ser altamente significativa (figura 31).

El valor de la primera correlación canónica R fue 1, correspondiente a la correlación entre el primer par de variables canónicas. El valor de $R^2 = 1,00$ indica que el 100 % de la variabilidad de los datos es explicada por dicha correlación. La prueba para la hipótesis que la primera correlación canónica y todas las restantes son iguales a cero, se basaron en el estadístico lambda con 63 grados de libertad, el valor del estadístico (Lambda = 133) se asoció con un valor p menor a 0,00001; de modo tal que la primera correlación canónica es significativamente distinta de cero. En síntesis, una correlación canónica es suficiente para medir la asociación entre las variables dependientes o biológicas y las independientes o fisico-químicas seleccionadas.

La construcción del primer par de variables canónicas (C1-1= dependiente; y C2-1= independiente) en función de los coeficientes canónicos (estandarizados) de las combinaciones lineales, resultó en las siguientes fórmulas:

Variable canónica dependiente o variable de criterio o endógena:

$$C1-1 = -0,05 \times [\text{bacillariófitas}] + 0,03 \times [\text{cianófitas}] - 0,05 \times [\text{clorófitas}] + 1,00 \times [\text{euglenófitas}] + 0,02 \times [\text{crisófitas}] + 0,02 \times [\text{criptófitas}] + 0,01 \times [\text{dinófitas}]$$

Variable canónica independiente o variable predictora o exógena:

$$C2-1 = 0,61 \times [\text{amoníaco}] - 0,01 \times [\text{oxígeno}] - 0,11 \times [\text{turbidez}] + 1,13 \times [\text{fósforo total}] - 0,58 \times [\text{ortofosfato}] - 0,51 \times [\text{hierro}] + 0,01 \times [\text{conductividad}] + 0,04 \times [\text{pH}] + 0,002 \times [\text{sulfatos}]$$

Los coeficientes canónicos de la primer variable canónica dependiente sugieren que las abundancias de fitofagelados (euglenófitas) poseen la mayor influencia en su formación,

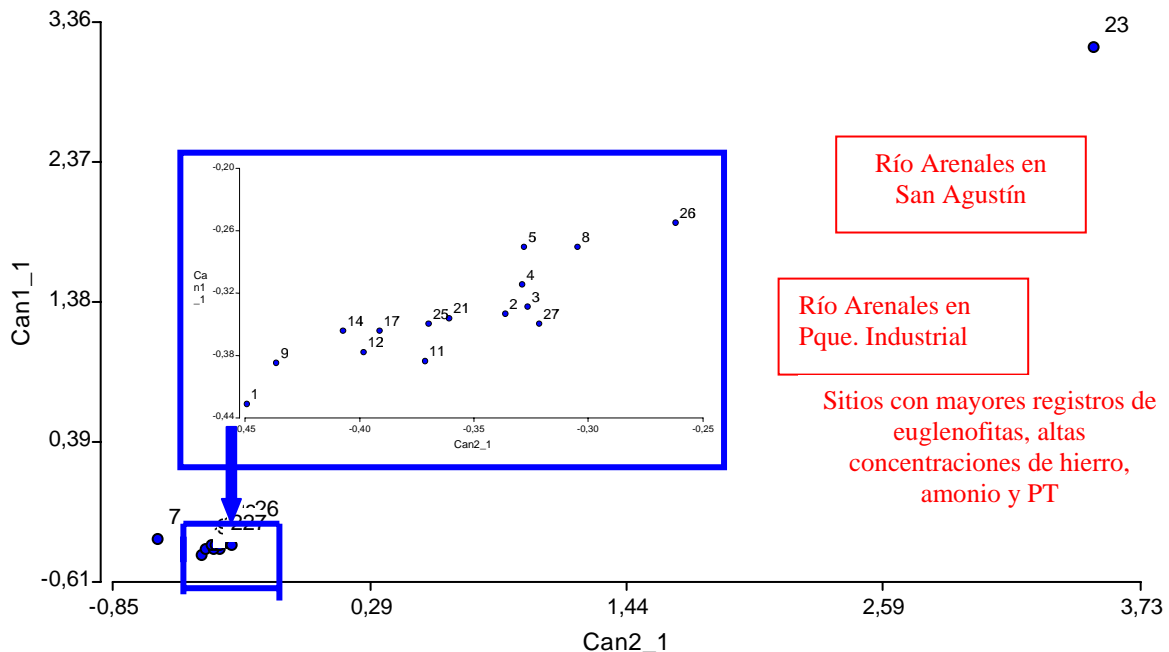


Fig. 31: Primera Correlación Canónica realizada con datos estandarizados de 34 sitios de la segunda etapa de muestreo

básicamente en relación a la disponibilidad de nutrientes y luz.

Al realizar el gráfico de la primera correlación canónica, donde la variable canónica independiente (C2-1) se ubicó en el eje X y la dependiente (C1-1) en el eje Y, podemos observar la distribución espacial de los sitios estudiados, hacia la parte positiva de la C1-1 y negativa de la C2-1 se ubicaron las muestras del río Arias-Arenales en San Agustín (sitio 23) y en Parque Industrial (sitio 20) caracterizadas por presentar los mayores registros de euglenófitas, típicas de ambientes con alta carga orgánica y nutrientes. En concordancia con lo antes explicado, estos dos ríos presentaron altas concentraciones de nutrientes, fósforo total y fósforo reactivo soluble, y hierro.

6. INDICES DE SAPROBIEDAD EN LOS CURSOS LÓTICOS

El monitoreo de las variables fisicoquímicas proporcionó una medida instantánea de la calidad del agua, en tanto que el monitoreo biológico hizo posible la detección e integración de la contaminación tanto continua como intermitente.

Los índices ecológicos utilizados para evaluar el deterioro de los cuerpos de agua, deben reunir dos condiciones básicas: su sensibilidad y representatividad del gradiente temporal-espacial que se produce a nivel de cuenca, al mismo tiempo que una reducción del tiempo y costos que demanda su implementación (Lobo *et al.*, 1996). El uso de especies indicadoras para clasificar calidad del agua, se basa en el principio de que dichas especies representan la recapitulación o resumen de las condiciones a través del tiempo y del espacio (Baban, 1991).

Se utilizaron diatomeas para evaluar contaminación orgánica por disponerse de metodologías estandarizadas y el suficiente conocimiento de los requerimientos específicos de los grupos presentes en cada grado de contaminación (Descy y Coste 1990, Watanabe *et al.*, 1990; Whitton & Kelly 1995, entre otros).

Los índices de saprobiedad tienen un carácter semicuantitativo, dado que toman en consideración la abundancia o frecuencia relativa de especies y un juicio de valoración acerca de su condición bioindicadora. Sus restricciones, residen tanto en la interpretación de los requerimientos ecológicos de las especies presentes, como en el grado de respuesta fisiológica y límites de tolerancia que se les adjudica, los que deben ser comprobados a escala local y regional, para estandarizar su comportamiento específico bajo las condiciones ambientales dominantes.

El índice de saprobios de Pantle and Buck (1955) ha sido ampliamente utilizado, demostrando su valor diagnóstico en cuencas neotropicales (Mirande 2001, Salusso, 1998; Salusso y Moraña, 2002).

Se consideró para ambos períodos del ciclo hidrológico un total de 56 especies, de las cuales 46 pertenecen al grupo de las diatomeas, siendo las restantes clorófitas y cianófitas (tabla anexo). El valor indicador de las especies y la valencia saprobica de las diatomeas fueron tomados de los trabajos de referencia de Wolf (1982), Van Dam *et al.* (1994), Kobayasi & Mayama, 1989.

Las especies de algas azul-verdes y verdes fueron seleccionadas en relación a su constancia en determinados ensambles, característicos de determinados grados de saprobiedad. Se consideró que el conjunto integrado por: "complejo *Scenedesmus*" + "complejo *Monoraphidium*" +/ó el "complejo *Oocystis*" son componentes característicos de comunidades β -mesosaprobias a β - α mesosaprobias (Salusso 1998; 2002), por ello, no fueron discriminadas las especies eventuales que cada subconjunto manifestaron en los distintos ambientes de la cuenca.

Por su parte, en el caso de *Oscillatoria* spp., *Lyngbya* spp., *Euglena* spp y/o *Anabaena* spp. su aparición estuvo relacionada siempre a situaciones de α -mesosaprobiedad a α -polisaprobiedad, y en algunos tramos incluso de franca polisaprobiedad, razón por la cual tampoco fueron discriminadas las respectivas especies.

La aplicación del índice a ambos períodos del ciclo hidrológico, indicó en general un desmejoramiento de las condiciones durante la época de estiaje (fig.32). Desde el punto de vista de la calidad del agua y de la salud ecológica del sistema, el período de bajo flujo es generalmente el momento crítico para el sistema (Grayson et al, 1997), dado que el nivel del flujo actúa como un importante constrictor sobre la salud de las comunidades biológicas del curso de agua.

No obstante ésto, algunos pequeños cursos de montaña, no variaron mayormente su estado de saprobiedad con el aumento de caudal, como fueron el Piedras (9) y el Blanco (10), dado que oscilaron entre una situación de oligosaprobiedad a otra de β -mesosaprobiedad.

El río Toro (4), cuyo caudal durante el estiaje es captado en forma significativa para riego, recién pudo conformar un módulo apropiado en aguas altas, mejorando su situación siempre dentro del rango de β -mesosaprobiedad.

La mayoría de los cursos que tienen algún impacto antrópico, en aguas altas por el efecto de dilución, reestablecieron condiciones de carga hidráulica que les permitió tender hacia la β -mesosaprobiedad, desde estados inicialmente α -mesosaprobios. Fue notable el caso del río Medina(11), que soporta la sobrecarga de efluentes cloacales que no puede depurar adecuadamente durante el estiaje, al igual que su tributario el río Conchas (16).

El Arias en Santa Lucía (1), que presenta asentamientos humanos de barrios periféricos de Salta Capital, dispuestos a lo largo de sus márgenes, sin servicios de redes cloacales, desmejoró su situación por arrastre de vertidos con la escorrentía superficial durante el período de crecidas.

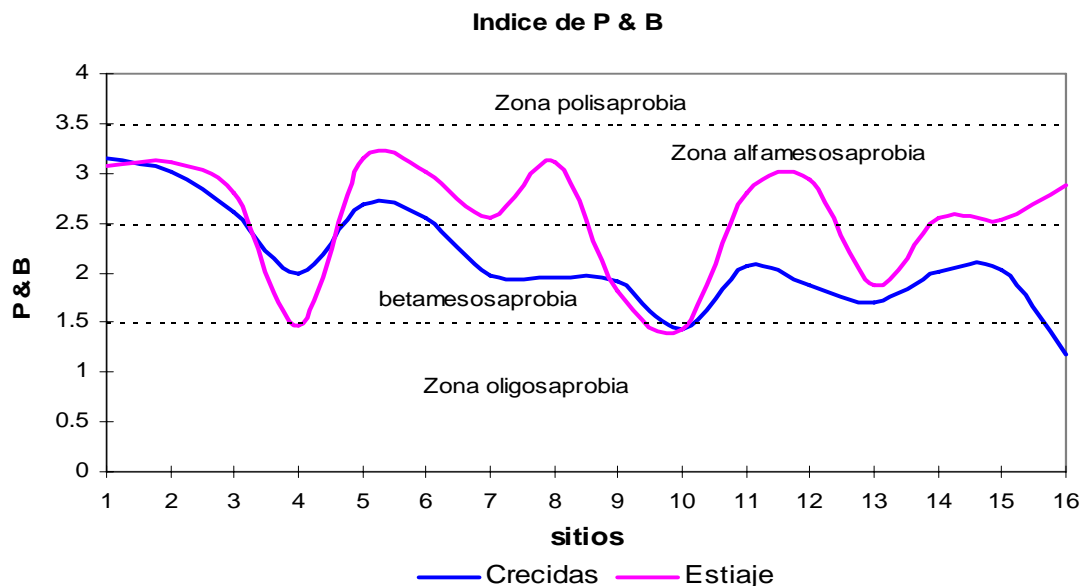


Fig. 32 : Índice de Pantle & Buck en ambos períodos del ciclo hidrológico en ríos de la ACJ

Sitio N°	Río	Estiaje	Crecidas
1	Arias Sta. Lucía	3.07	3.144
2	Arenales P.Sarmiento	3.11	3.016
3	Arenales Las Garzas	2.80	2.616
4	Toro Cpo. Quijano	1.46	1.992
5	Rosario	3.15	2.695
6	Guachipas Alemania	3.02	2.543
7	Peñas Blancas	2.55	1.978
8	Juramento Miraflores	3.12	1.956
9	Piedras	1.82	1.912
10	Blanco	1.43	1.43
11	Medina	2.81	2.077
12	Juramento Banderas	2.93	1.867
13	Juramento Lumbreras	1.87	1.692
14	Juramento El Tunal	2.56	2.007
15	Juramento Quebrachal	2.53	2.02
16	Conchas	2.87	1.171

Tabla 44 : Valor diferencial del Índice de Pantle & Buck en los cursos fluviales seleccionados en ambos períodos del ciclo hidrológico

Los impactos visibles en áreas directamente afectadas por desechos urbanos e industriales, no están reflejados en la composición, biomasa y actividad de todos los organismos pelágicos y litorales. Sólo pocas especies indicadoras que integran el estrés de los contaminantes en un largo período de tiempo, indican efectos sutiles o latentes, lo que representa un punto crucial, dado que la evaluación de la integridad ecológica del sistema se basa en la respuesta de los organismos al estrés ambiental Schmitd *et al.*, 2002). En este sentido, el índice de saprobios permitió sintetizar las condiciones ambientales de los cursos fluviales seleccionados en base a un grupo relativamente reducido de especies indicadoras.

6.1. COMPARACIÓN DE ÍNDICES DE SAPROBIEDAD

Se realizó el análisis comparativo de la clasificación de los ríos en función del Índice de Saprobiedad fisicoquímico de Lawa (1982), Hutter (1984) y Hamm (1985), cuyas categorías de clasificación se detallan en la tabla 45.

Grado de saprobiedad	Tenor de carga orgánica	Oxígeno disuelto		N-NH ₃ (mg.L ⁻¹)
		Def.saturac. %	Sobresat %	
oligosaprobio = θ	ausente a escasa	0 – 5	0 – 3	< 0,1
oligo β mesosaprobio ($\theta\beta$)	escasa	5 – 15	3 – 10	0,1
β -mesosaprobio = β	moderada	15 – 30	10 – 25	> 0,1 - < 0,3
$\beta\alpha$ -mesosaprobio = $\beta\alpha$	crítica	30 – 50	25 – 50	>0,3 - < 0,7
α -mesosaprobio = α	fuerte	50 – 75	50 – 100	> 0,7 - < 3
α polisaprobio= αP	muy fuerte	75 - 90	>100	>3 - < 9
polisaprobio =P	excesiva	> 90	---	> 9

Fuente: Lawa (1982), Hutter (1984) In Shaffer (1985)

Tabla 45: Valores de saprobiedad según parámetros fisicoquímicos

Los resultados de la caracterización fisicoquímica de saprobiedad según dicho índice para el período de estiaje del ciclo hidrológico, se expresan en la tabla 46.

Lugar de muestreo	N-NH ₃ (mg/L)	Déficit O.D.	C.O.D. (mg/L)	Saprobiedad
Arias	1,135	39,30	5,83	β _α
Arenales	10,36	66,12	43,71	αP
Arenales Garzas	1,76	18,03	7,33	β
Toro Quijano	0,048	38,87	3,05	θβ
Rosario Puente	15,88	65,03	123,17	P
Guachipas Alemania	0,13	33,61	3,15	β _α
Peñas Blancas	0,047	14,09	6	β
Juramento Miraflores	0,07	30,70	12,02	β _α
Piedras	0,037	24,58	2,34	θβ
Blanco	0,064	27,00	2,60	θβ
Medina	0,13	37,60	5,73	β _α
Juramento Banderas	0,069	25,53	7,43	β
Juramento Lumbreras	0,096	15,08	9,80	β
Juramento Tunal	0,08	33,00	7,14	β _α
Juramento Quebrachal	0,07	29,82	8,83	β

Tabla 46: Índice de Saprobiedad de Lawa-Hutters en los ríos en el estiaje

La caracterización del estado de saprobiedad de los cuerpos lóticos en función de las variables fisicoquímica presentaron una correspondencia general con el índice de Pantle & Buck, como puede observarse en los gráficos comparativos de ambos índices en cada uno de los períodos del ciclo hidrológico (fig.33 y 34).

En la fase de aguas bajas (fig.38), las mayores discrepancias entre índices se dieron en el Arias Santa Lucía (1) y en el Arenales Las Garzas (3). Ambos ríos presentaron en el estiaje caudales muy bajos (0,2 y 1,5 m³.s⁻¹, respectivamente) que favorecieron una flora considerada tolerante a la contaminación (Lange-Bertalot 1979; Kobayasi & Mayama 1989): *Gomphonema parvulum*, *Nitzschia palea*, *Navicula goeppertiana*, a las que se suman *Chlamydomonas globosa* y los complejo *Scenedesmus* spp. y *Monoraphidium* spp. Por ende, en dicho período el índice de P.& B. eleva a ambos sitios a una condición α-mesosaprobia, a pesar de que la concentración de contaminantes fuera relativamente moderada (condición β y α-β, respectivamente).

Otra discrepancia se dio en las últimas estaciones del Juramento en territorio salteño, dado que los sitios Banderas (12), Tunal (14) y Quebrachal (15) también se mostraron más desmejorados según el índice biótico. En estos sitios encontramos con mayor abundancia a *Cyclotella meneghiniana*, *Navicula cryptocephala* y *Nitzschia linearis* (valor 2,5), consideradas menos tolerantes a la polución (Lobo *et al.*, 1996), pero la presencia de *Navicula capitatoradiata*, *Navicula pupula* (valor saprobio 3) y sobre todo la presencia de *Euglena* spp. y *Gomphonema parvulum* (valor 4) elevaron el valor final del índice, a pesar de que por el déficit de oxígeno, cantidad de materia orgánica y nitrógeno, se correspondieron a un grupo de ríos de polución moderada.

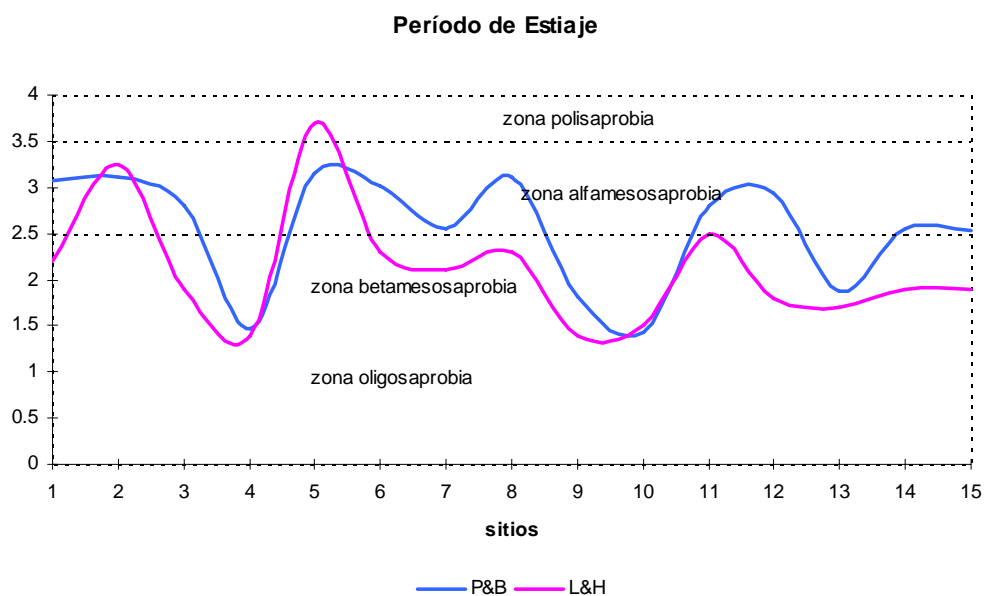


Fig. 35: Valores de saprobiedad en ríos durante el estiaje

En el período de crecidas también se produce una diferencia entre las categorías de clasificación que otorgan ambos índices (tabla 47, fig. 34).

Lugar de muestreo	N-NH ₃ (mg/L)	Déficit O.D.	C.O.D. (mgO ₂ /L)	Saprobiedad
Arias	0,154	32,30	6,2	β
Arenales	6,42	60,14	20,42	α
Arenales Garzas	1,12	28,80	7,00	$\alpha\beta$
Toro Quijano	0,36	35,60	36	$\beta\alpha$
Rosario Puente	10,21	49,94	79,80	P
Guachipas Alemania	0,275	40,32	5,68	β
Peñas Blancas	0,032	3,96	4,40	$\theta\beta$
Juramento Miraflores	0,053	51,33	4,67	β
Piedras	0,043	33,60	2,67	β
Blanco	0,09	26,94	7,33	β
Medina	0,258	21,02	3,62	$\beta\alpha$
Juramento Banderas	0,065	39,17	11,50	$\beta\alpha$
Juramento Lumbreras	0,043	28,90	11,67	$\beta\alpha$
Juramento Tunal	0,172	41,47	15,25	$\beta\alpha$
Juramento Quebrachal	0,126	32,10	13,00	$\beta\alpha$

Tabla 47: Índice de Saprobiedad de Lawa-Hutters en los ríos en el período de crecidas

Si bien, ambos índices demuestran un mejoramiento de la calidad del agua en relación al estiaje, en la época de aguas altas son más bajos los valores del índice biótico que los obtenidos mediante el índice fisicoquímico en aquellos sitios con contaminación intermedia, tal

el caso del segmento inferior del río Juramento, de condición β - α mesosaprobia. En cambio, los sitios más poluídos, de condición α a polisaprobia, presentaron valores absolutos más altos en el índice de P. & B., siendo en el caso del río Rosario la diferencia muy notable entre ambos valores (sitio N° 5). En este ambiente se presentaron varias especies con valores medios en su condición indicadora: *Cyclotella atomus*, *Cyclotella meneghiniana*, *Fragilaria capucina* var. *vaucheriae*, *Navicula lanceolata*, además de *Chlamydomonas globosa*, que atenúan el peso de las especies más tolerantes a la polución, también presentes (*Navicula schroeterii*, *N. goeppertiana*, y los “complejos” *Euglena* spp., *Lyngbia* spp. y *Oscillatoria* spp.). Por otra parte, los parámetros fisicoquímicos, por su concentración le otorgaron al sitio un carácter polisaprobio indiscutido. Existen antecedentes en el área de estudio de la aplicación del índice de P. & B. y de DAIPo (Diatom Assemblage Index to Organic Pollution) de Watanabe *et al.*, (1990), que fueron precisos para detectar niveles moderados de polución, pero su sensibilidad disminuyó en altos niveles de contaminación, así como tampoco el índice de diversidad de Shannon-Weaver permitió diferenciar la polución moderada (Salusso y Moraña, 2002).

Período de Crecidas

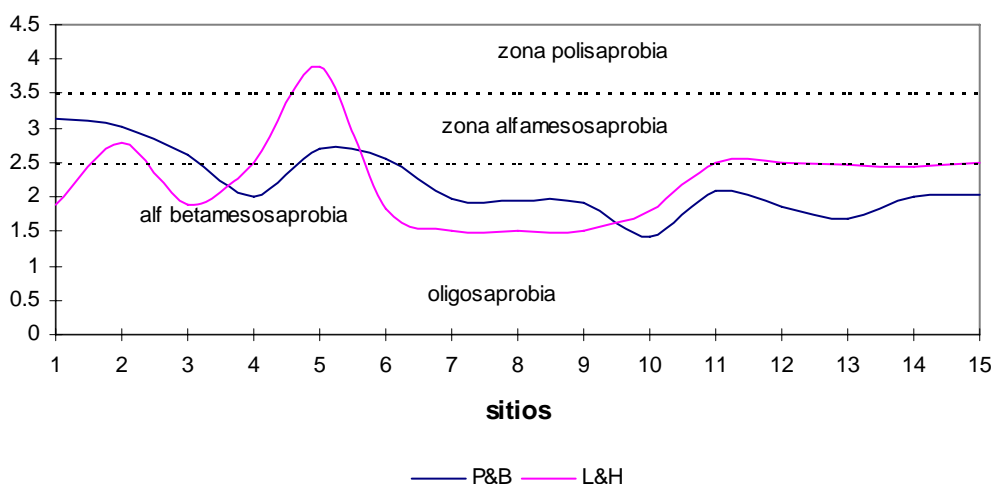


Fig. 36: Valores del Índice de Saprobiidad en ríos en el período de crecidas

En el presente análisis se constata nuevamente, que los diversos índices si bien pueden diferir parcialmente, tienen la virtud de explicar de manera resumida el impacto biológico que ha tenido la contaminación en cada sitio. Si bien su uso permite evaluar la calidad del agua y detectar los cambios en la misma, dichos índices no deben ser en sí mismos el objetivo final de un programa de monitoreo; dado que la estructura regulatoria que se aplique, deberá asentarse en el concepto básico del mantenimiento intrínseco de la “integridad ecológica del sistema”. Por tal motivo, es prioritario completar el relevamiento de los grupos bióticos en el área de la cuenca, dado que la prosecución y profundización del monitoreo continuo es el primer paso en el camino para lograr que la interpretación de la calidad del agua sea vista necesariamente como una conservación de la integridad ecológica del sistema.

Las clasificaciones de calidad del agua están ampliamente difundidas, y son de preferencia de las autoridades que deben tomar decisiones o deben actuar como policía.

Una de las ventajas de estas clasificaciones, es su habilidad de expresar el estatus de los cuerpos de aguas en forma simplificada y fácil de comprender, porque permiten condensar cantidades masivas de datos de calidad. Precisamente, esto último es motivo de criticismo, dado que la información ganada a través de múltiples observaciones puede quedar enmascarada o “difumarse” en las categorías propuestas, además de que los límites de las categorías por fuerza son arbitrarios y dan una falsa impresión de una situación verdadera, otra crítica es que los sistemas son propensos a la subjetividad, porque además, se incluyen sólo algunas de las variables monitoreadas (Bratli, 1997).

B.- AMBIENTES LÉNTICOS

1. EMBALSE GENERAL MANUEL BELGRANO O CABRA CORRAL

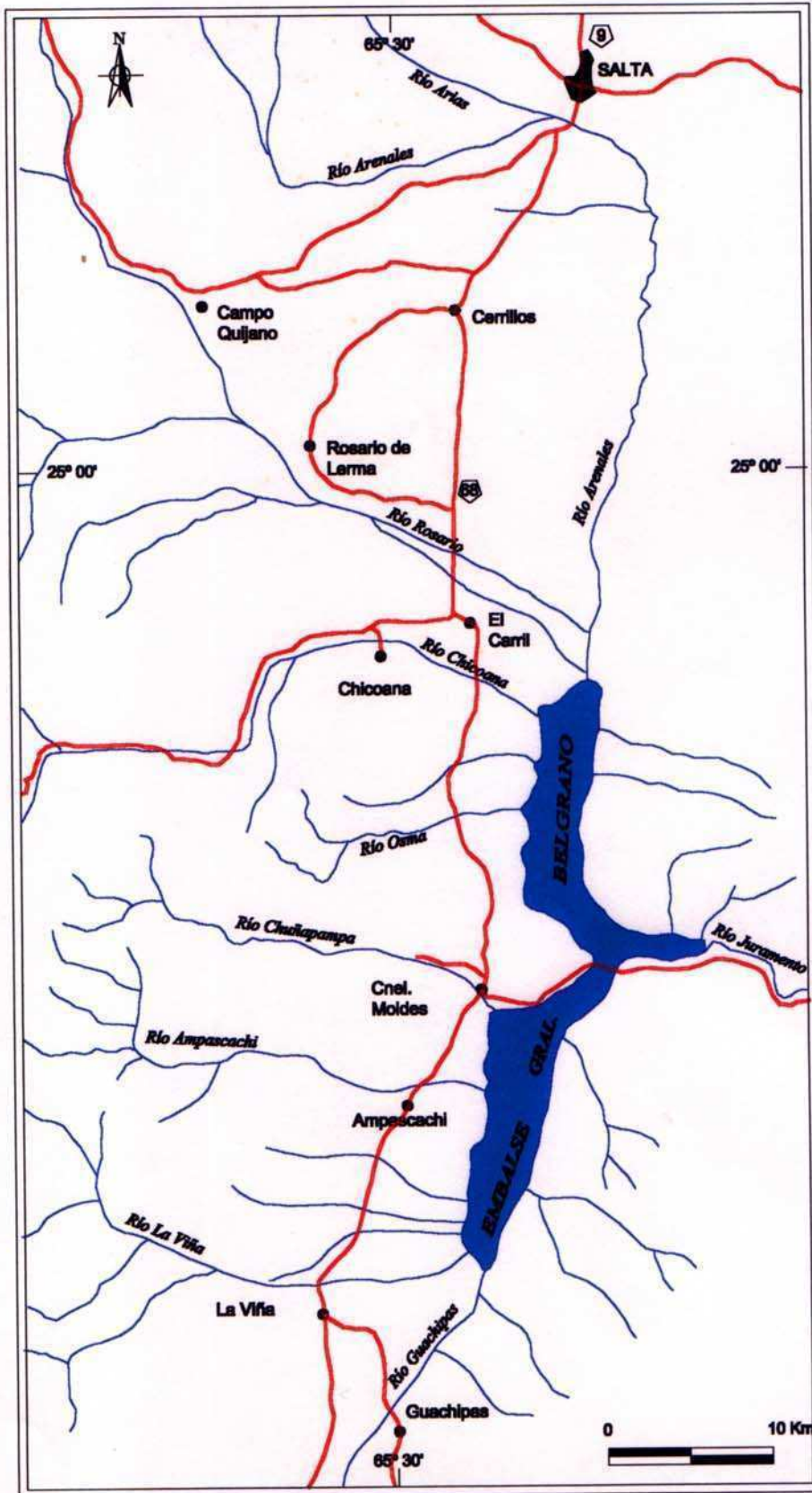
1.1 Características generales

El embalse General Manuel Belgrano ó Cabra Corral pertenece a la cuenca Superior del río Juramento, y está considerado por sus dimensiones, como uno de los más importantes reservorios de aguas del noroeste de Argentina. Está situado a 25° 18' S, 65° 19' W a una altitud de 945 msnm en las nacientes del río Pasaje o Juramento, en el valle de Lerma en la provincia de Salta. Recibe el 16% de los cursos de agua que surcan el territorio salteño a través de la cuenca imbrífera del Arias-Arenales con una extensión de 7.280 km², conformada por los principales tributarios, el río Arias-Arenales y el Rosario; y la cuenca imbrífera del río Guachipas con una extensión de 24.640 km², que se origina por la confluencia de dos cursos principales el Calchaquí y el Santa María, para originar el río de las Conchas, él que luego se une al río Alemania para formar el río Guachipas que desagüa al embalse (mapa 12).

Su construcción se realizó con los siguientes propósitos: a) regulación de las crecidas del río Juramento, b) aprovisionamiento de riego a 40.000 ha. en los departamentos Anta y Metán de Salta y a 34.000 ha. en los departamentos de Figueroa, Avellaneda y General Taobada de la provincia de Santiago del Estero; c) generación de energía eléctrica, con la producción de 250.000.000 de kvh y d) promoción del turismo y la pesca en el espejo de agua de 11.860 ha. (AEE, 1981).

El embalsado del agua se inició en 1973 y la cota máxima alcanzada fue de 3130 hm³, aunque en virtud de los efectos de la sedimentación progresiva ha descendido en 1995 a 2.733 hm³, lo que representa una pérdida de volúmen del 15,4% (Evarsa, 1996). El influjo anual promedio al embalse es del orden de los 1.246 hm³, ingresando el 80% durante los meses de diciembre a abril en coincidencia con el período de lluvias.

De los caudales aportados al embalse C.Corrall, le corresponden a Salta el 93,8% con un volumen de 22 m³.s⁻¹ del río Arias, 6 m³.s⁻¹ del Calchaquí y 2 m³.s⁻¹ tanto del Santa María como del Guachipas. Catamarca y Tucumán aportan al embalse el 6,20 %. En general, la provincia de Salta abarca el 54% del territorio de la cuenca Pasaje-Salado, EN tanto que Catamarca y Tucumán aportan a la cuenca respectivamente el 11,65 y el 0,59%, Santa Fe el 18,85% y Santiago del Estero el 14,50%.



Mapa 12: Cuenca de drenaje del Embalse Cabra Corral.

Las características limnológicas del embalse se detallan en la tabla 48.

Característica limnológica	Valores
Area superficial (km ²)	115
Superficie (ha a cota 1042 m)	13.100
Profundidad media (m)	27,50
Tiempo de residencia (τω.año ⁻¹)	2,6
volumen actual (hm ³)	2904
Cota máxima (m)	1037
Caudal medio	927,85/año
Caudal utilizable	822,14 hm ³ . año

Tabla 48. Caracteres limnológicos del embalse Cabra Corral

Se encuentra emplazado mayormente sobre sedimentos cuartáricos y en parte terciarios. El área superficial del mismo abarca 115 km², presentando una forma dendrítica en donde se reconocen la longitud y ancho máximos de 30 km y 4,5 km, respectivamente.

El embalse Cabra Corral está considerado uno de los reservorios de mayor magnitud de Argentina, y por su enclave en un área semiárida donde se asienta la mayor parte de la población de Salta, tiene un rol estratégico en el sostenimiento de las actividades socioeconómicas de la región. En la última década (1990-2000), el caudal medio ingresado al embalse ($24,49 \pm 10 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) fue significativamente inferior al percibido en el período previo ($37,34 \pm 14 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), siendo la reducción del volumen embalsado del 34,50% (fig. 35). El balance neto de la masa de agua del embalse, depende tanto de las precipitaciones como del aporte de agua subterránea, y durante los períodos de escasez hídrica ocurre un incremento de las erogaciones, principalmente para producción de energía eléctrica y el sostenimiento de las actividades agropecuarias, con efectos diversos sobre la integridad ecológica del sistema.

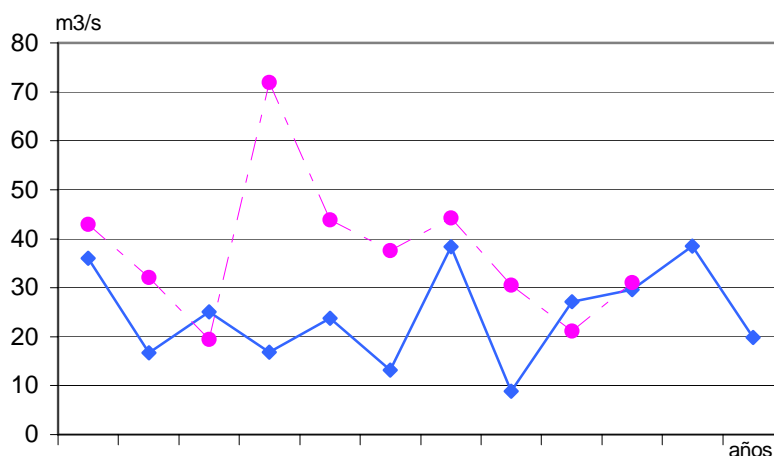


Fig.35: Caudales promedio ingresados al embalse C. Corral en el período 1980-1990 (en líneas de puntos) y en el período 1990-2002 (líneas completas)

1.2. Composición iónica del agua: factores climáticos y geológicos

La construcción del embalse Cabra Corral se realizó para ajustar la demanda del agua a la irregularidad de aportes que se producen a consecuencia de la distribución heterogénea de las precipitaciones concentradas en un corto período de aguas altas (noviembre a abril).

La interacción entre la composición de los materiales de la cuenca del embalse conformados por rocas sedimentarias calcáreas, - principalmente calizas y margas-, y el balance climático, determinan que la composición iónica de sus aguas sean carbonatadas cálcicas y sulfatadas. Las propiedades señaladas corresponden a embalses de una tipología mixta (grupos II y III) de Armengol *et al.*, (1991) e implican tanto la probabilidad de que el calcio forme compuestos insolubles con el fósforo, como que ante el incremento de la eutrofización, ocurra la solubilización del hierro y del fósforo.

La deposición de los sedimentos, cuya granulometría fina es predominante (tabla 49) produce una pérdida de volumen por acumulación, entre 0,3 a 0.5% anual calculada en el lapso de 28 años (Kruse *et al.*, 1991) con lo que se estima que reducirá su capacidad al 50% en los próximos 103 años (Mosa y Nuñez, 2001).

Lugar	arena	arcilla	limo
ingreso AriasArenales	0,4	56	43
ingreso Guachipas	8,80	39	52,20
salida Juramento	2,60	64,91	32,49

Tabla 49: Composición granulométrica promedio de los sedimentos en el embalse Cabra Corral

1.3. VARIABLES FISICOQUÍMICAS DEL EMBALSE CABRA CORRAL

1.3.1. Comparación de etapas desde el cierre del embalse

El análisis comparativo de las principales variables limnológicas medidas en ambas etapas de muestreo, en el ciclo I° (1985-86) después del cierre del embalse y luego en el II° ciclo (1995-99), indicó la existencia de diferencias estadísticas en algunos parámetros (tabla 50).

En general, ha ocurrido un incremento significativo del contenido de iones tales como calcio, magnesio y sulfatos, en el segundo ciclo. Los nutrientes incrementaron en el caso de los nitratos, nitritos y fosfatos. No así, en el caso del amonio, que fue mayor en el primer ciclo, probablemente por la incidencia que tuviera la descomposición de la vegetación enraizada que fuera sumergida por el llenado del embalse.

Parámetro	Ciclo I° (1985-86)	Ciclo II° (1995-99)	nivel de significación
Alcalinidad (mg Ca CO ₃ /L)	130,95 ± 10,99	141,99 ± 10,99	0,0247
Calcio (mg/L)	26,99 ± 9,06	43,09 ± 2,94	0,0000
Magnesio (mg/L)	18,92 ± 10,81	34,77 ± 50,44	0,05
Cloruros (mg/L)	40,40 ± 16,15	20,70 ± 12,07	0,0004
Sulfatos (mg/l)	48,49 ± 15,25	65,33 ± 10,17	0,0043
Hierro (mg/l)	0,131 ± 0,10	0,006 ± 0,007	0,050
NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,158 ± 0,124	0,053 ± 0,039	0,0005
Nitritos (mg/l)	0,028 ± 0,054	0,515 ± 0,99	0,05
Nitratos (mg/l)	0,465 ± 0,54	1,13 ± 1,516	0,0501
Fosfatos (mg/l)	0,0399 ± 0,02	0,089 ± 0,048	0,000
Fósforo total (mg/l)	0,0558 ± 0,04	0,22 ± 0,147	0,05
Clorofila a (mg/m ³)	4,335 ± 3,57	8,567 ± 6,14	0,005

Tabla 50: Comparación de parámetros entre ciclos de años (I°1985-86 y II°1995-99) que presentaron diferencias significativas en el embalse Cabra Corral

En síntesis:

El contenido promedio de nitrógeno inorgánico soluble fue significativamente mayor en el segundo ciclo (1,698 mg/L) en relación al primero (0,6514 mg/L).

La concentración media de fosfatos también fue superior en el segundo ciclo (0,22 mg/L), en comparación al primero (0,0399 mg/L). Al igual que la de fósforo total.

La transparencia promedio no se modificó sustancialmente entre el primer ciclo (2,055 m) y el segundo (1,994 m).

La temperatura media del agua tampoco sufrió variación significativa entre ambos períodos, ya que respectivamente fue de 21,94 °C (I°) y de 22,86 °C (II°).

El oxígeno disuelto en el agua, fluctuó en valores similares en ambos, con una media de 7,187 mgO₂/L, y de 5,90 mgO₂/L, respectivamente.

El contenido medio de sólidos totales no se diferenció entre ciclos, siendo para el primero de 394,23 mg/L y para el último de 319,52 mg/L. Aunque los sólidos disueltos tendieron a ser ligeramente más elevados en el segundo ciclo con un valor promedio de 315,11 mg/L.

La biomasa algal se duplicó en la última década (de 4,335 ± 3,57 pasó a tener 8,567 ± 6,14 mg.m⁻³).

13.2. COMPARACIÓN DE SITIOS DE MUESTREO (período 1998-2004)

Las variables con distribución normal en el período de estudio de siete años (1998-2004) fueron pocas (pH, conductividad, T°C, Oxígeno disuelto, Sólidos totales y disueltos y los fosfatos reactivos solubles). La comparación de sitios, arrojó escasas diferencias significativas (tabla 51).

Parámetro	Arias-Rosario	Presa	Guachipas	niv. sig.
S.T. (mg/l)	300,57 a	296,71 a	361,29 b	F=0,2295 0,01
Turbidez (NTU)	8,75 a	2,15 b	2,64 b	F=4,43 0,00
STD (mg/l)	293,07 a	294,16 a	358,09 b	F=5,5 0,01
Conductividad ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	397,30 a	400,57 a	471,43 b	F=14,12 0,0001
Oxígeno dis. (mgO_2/l)	5,72 a	6,31 b	5,67 a	F=3,11 0,042
Amoníaco ($\text{mg N- NH}_3/\text{l}$)	0,048 a	0,04 a	0,038 a b	F=2,36 0,047

(letras diferentes indican diferencias significativas de la variable en las distintas estaciones de muestreo)

Tabla 51 : Comparación de valores medios de las diferentes estaciones de muestreo del Cabra Corral que presentaron diferencias significativas en el período 1998-04.(N=147)

Los mecanismos que controlan cuencas grandes pueden ser más uniformes que los que controlan cuencas pequeñas, debido a que cuencas grandes tienden a promediar las variaciones regionales (Wu and Gibson, 1996), existiendo una relación inversa entre tamaño de la cuenca y variaciones de la química del agua (Small (1989).

En el ingreso del río Guachipas se presentaron los valores mayores de salinidad, en virtud del tipo de aguas que aporta dicho tributario, cargada de sales con mayor cantidad de sulfatos y fluoruros, por disolución de rocas terciarias, a lo que se añaden las características climáticas de los ambientes que atraviesa (valles Calchaquíes). que aportan la mayor carga de sólidos totales (fig.36). No obstante, la mayor proporción de sólidos suspendidos provinieron del Arias, por la presencia de material bioestónico.

El ingreso del Guachipas, se diferenció del resto por los tenores de cloruros, tanto en el estiaje (39 mg/L) como en el período de lluvias (47,04 mg/L)($r=0,49$; $p<0,05$). Otro tanto ocurrió con el contenido promedio de sulfatos que fue máximo en las crecidas (61,53 mg/L) y algo inferior en el estiaje (56,75 mg/L); superando al resto ($r=0,51$, $p<0,0308$). Esto se condice con las mediciones de conductividad, cuyos promedios fueron en crecidas=479.65 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ y en estiaje=402,43 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, respectivamente, para un nivel de significación de ($r=0,62$; $p<0,0002$).

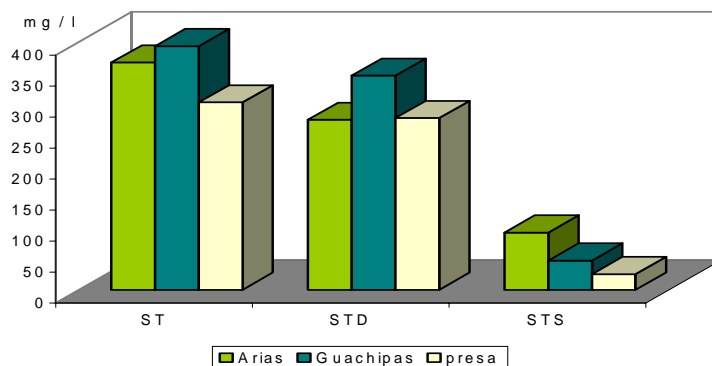


Fig. 36: Comparación de los valores medios de sólidos (totales, disueltos y suspendidos) en las tres estaciones de muestreo del dique C. Corral durante el muestreo 1998-2004.

La mayor parte de nitrógeno reducido (expresado como amonio) provino del ingreso del Arias-Rosario, lo que denota, el acentuado origen antrópico de dicho nutriente, que es aportado por las fuentes puntuales y difusas a lo largo del recorrido de ambos cursos principales, fundamentalmente en el Valle de Lerma. La sumatoria de las formas inorgánicas de nitrógeno, presentaron un valor ligeramente más elevado en el ingreso del Guachipas (NIS= 0,35 mg/L, en relación al Arias = 0,29 mg/L y la presa= 0,23 mg/L, respectivamente), no diferentes estadísticamente (fig. 37).

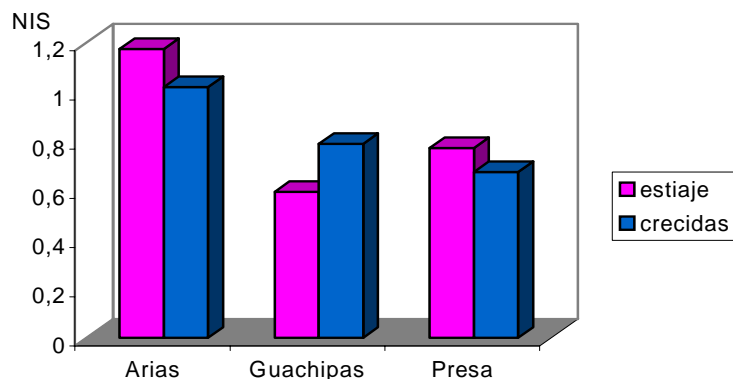


Fig. 37: Comparación de las formas inorgánicas de nitrógeno en los tres sitios del embalse C.Corral en el período 1985-99.

La concentración de las formas solubles de fósforo siguieron el mismo patrón de mayor concentración en el ingreso de ambos tributarios, y finalmente la presa, donde su procedencia se debió mayormente a la regeneración interna del nutriente (aunque no difirieron estadísticamente). En el embalse, no hubo diferencias significativas en la biomasa algal entre sitios, ya que le correspondió al ingreso del Arias-Rosario un valor medio de $20,81 \pm 8,04 \text{ mg/m}^3$, al ingreso del Guachipas $20,00 \pm 5,2 \text{ mg/m}^3$ y en la presa un promedio de $14,00 \pm 4,97 \text{ mg/m}^3$. El hecho de que el tributario norte no haya presentado durante este período mayor biomasa de productores primarios, se debió fundamentalmente a su carácter turbulento, y tal vez a otros caracteres de valor limnológico, como ser la concentración relativa de ciertos elementos minoritarios, que tendrían un carácter inhibitorio sobre el crecimiento del microplancton.

1.3.3. COMPARACIÓN DE PERÍODOS DEL CICLO HIDROLÓGICO

Las variables limnológicas analizadas no presentaron idéntico comportamiento en ambos períodos de los ciclos hidrológicos, diferenciándose estadísticamente: ST, STD, transparencia, temperatura, algunos iones mayoritarios, fosfatos y clorofila a (tabla 52).

Parámetro	Estiaje	Lluvias	nivel de significación
T°C	20,42	26,66	F=112,77 0,0001
S.T. (mg/L)	255,40	289,57	F=5,72 0,020
S.T.D. (mg/L)	271,30	241,25	F=4,12 0,0467
Transparencia (m)	2,47	1,51	F=9,98 0,0025
Cloruros (mg/L)	15,77	35,50	F= 4,26 0,006
Alcalinidad total (mgCaCO ₃ /L)	146,68	127,93	F=5,12 0,003
Calcio (mg/L)	44,179	39,85	F=3,75 0,018
P-PRS (mg/L)	0,08	0,04	F=6,96 0,0106
Clorofila a (mg.m ⁻³)	41,88	30,63	F=3,78 0,500

Tabla 52 : Comparación de las variables limnológicas que presentaron diferencias estadísticas, en ambos períodos del ciclo hidrológico en el dique Cabra Corral en el período 1998-04.(N=62)

Los sólidos totales en crecidas tuvieron un valor promedio sólo ligeramente mayor (C= 289.57 mg/L) al estiaje (E =255,40 mg/L) porque el material bioestónico generado por la floración de dinoflagelados durante 2000-2002, tendió a disminuir el contraste entre períodos; y también determinó que no existieran diferencias significativas tanto en la turbidez (C=7,15 NTU y E= 11,57 NTU) como en los sólidos suspendidos (E = 14,82 mg/L y C= 9,55 mg/L). En tanto, los STD fueron mayores durante el estiaje (271,30 mg/L) en relación a las crecidas (241,25 mg/L), debido al efecto de concentración, dados los menores volúmenes de agua embalsada y probablemente por la mayor excreción de sustancias inorgánicas disueltas por parte de las algas.

El efecto de la salinidad estuvo supeditado en todos los sitios a la capacidad de agua embalsada (fig. 41).

La temperatura media fue mucho más alta durante la época estival (26,66°C) en relación al estiaje (20,42°C)(r=75; p≤ 0,0001). La estratificación térmica, cuya ocurrencia se produce durante el período de lluvias, incidió sobre la capacidad de los productores primarios de metabolizar los nutrientes en forma más rápida durante ese período, en virtud de la elevación de la temperatura; de allí que disminuyeran tanto el amonio como el fosfato, aunque la menor transparencia no posibilitó una mayor producción algal.

Otras tendencias, no se polarizaron en función de las fases ni de los sitios, sino de los ciclos de años. La crisis hídrica existente en la región, evidenciada en la última década condicionó que las principales diferencias en las variables,- especialmente en las variables tróficas (nutrientes y biomasa algal)-, no respondieran a los ciclos estacionales sino a las diferencias anuales según el manejo que se realizara del embalse.

Por ejemplo el fósforo total (y los ortofosfatos), tuvieron marcado incremento en el ciclo II° (década del noventa) en relación al I° (década del ochenta), en todos los sitios. Esta situación sostenida en el tiempo, desencadenó *a posteriori* (2000), los fenómenos de floraciones algales. Se conoce la tendencia que tienen los reservorios, durante el proceso de eutrofización de aumentar relativamente más la concentración del TP en relación a la de nitrógeno, tendencia que conservan en las condiciones de eutrofia e hipertrofia (Quirós, 2002).

La concentración de clorofila *a* se diferenció entre ambos momentos del ciclo, En el estiaje se desarrolló la mayor biomasa algal (fig.38). Aunque no existieron diferencias significativas entre sitios en cada período del ciclo. La presa presentó el promedio más alto en estiaje ($60,19 \text{ mg.m}^{-3}$) y en segundo término el ingreso de ambos tributarios.

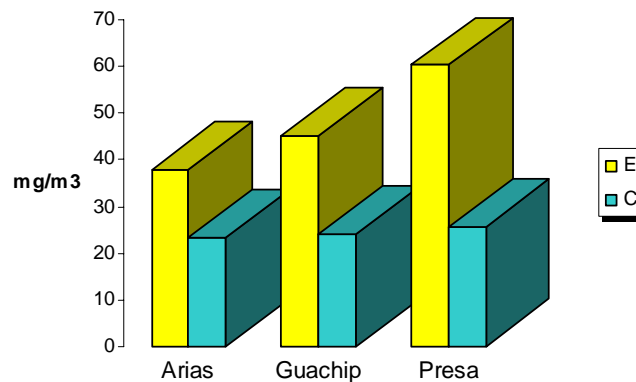


Fig.38: Comparación de los valores promedios de clorofila *a* en ambos períodos hidrológicos durante el período 1985-99, en el embalse C.Corral

La falta de adecuadas cantidades de precipitaciones,- la más crítica en los últimos 38 años-, aunada a las floraciones recientes, determinó que desaparecieran los pronunciados contrastes tróficos entre fases del ciclo hidrológico, que fueran característicos de la década de los años ochenta.

El período de crecidas tuvo los menores registros de transparencia, sobre todo debido a la turbulencia en el ingreso de los dos tributarios (fig. 39).

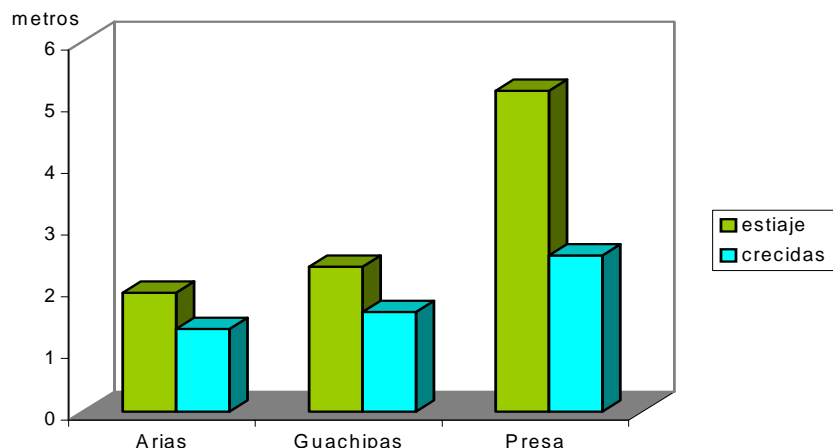


Fig. 39: Comparación de la profundidad media del disco de Secchi (m) en el dique Cabra Corral, en ambos períodos hidrológicos durante el ciclo 1985-99

1.3.4. COMPARACIÓN DE ESTACIONES CLIMÁTICAS

Se consideraron la totalidad de los datos disponibles según las diferentes estaciones climáticas (otoño, invierno, primavera y verano), en los tres sitios muestreados en los años 1985-1999. Se observaron diferencias entre variables en las distintas estaciones del año (tabla 53).

Parámetro	Otoño	Invierno	Primavera	Verano	F	p
Temperatura	21,02 b	17,28 a	23,17 c	26,21 d	2,18	0,000
Transparencia	2,551 b c	3,359 c	1,476 a b	1,251 a	9,57	0,001
Sól.Totales	346,18 a	583,33 b	364,50 a	308,85 ^a	4,87	0,005
Turbidez	2,62 a	18,70 b	3,86 a	10,17 a b	2,82	0,05
Alcalinidad	132,27 a b	135,00 b	139,72 b	124,41 a	5,92	0,001
Dureza	150,96 b	128,00a b	149,87 b	76,56 a	3,17	0,05
Magnesio	12,09 a	9,429 a	12,63 a	44,35 b	6,18	0,001
Cloruros	33,97 a b	34,00 a b	30,03 a	45,89 b	5,18	0,042
Hierro	0,0579 a	0,121 a b	0,071 a	0,1764 b	3,32	0,019
Clorofila a	4,45 a b	0,23 a	9,62 a c	5,844 a b c	4,17	0,011

Tabla 53: Comparación de parámetros en las diferentes estaciones climáticas que presentaron diferencias significativas en el Cabra Corral durante el período 1985-99 (N=68)

El invierno fue el momento en donde se registró el mayor contenido de sólidos totales y por ende de turbidez, en concordancia con el período de mixis. La transparencia promedio no se correspondió con dichos valores, dado que existió un comportamiento diferente en los 3 sitios del embalse. La utilización de los promedios generales para el cuadro comparativo, enmascaró las diferencias relativas entre lugares. La presa presentó durante todo el estiaje (mayo a noviembre) un promedio de Secchi de 5,20 mts., en tanto que los ingresos de ambos ríos para ese momento, registraron valores siempre inferiores a los 2,60 mts.

Al considerar la biomasa en el ciclo 1998-2004 se observa que existen contrastes entre las tres estaciones muestreadas (otoño, primavera y verano), en función de la clorofila a (fig. 40), y los valores de densidad algal, diversidad específica (fig. 41) y equitatividad específica (tabla 54).

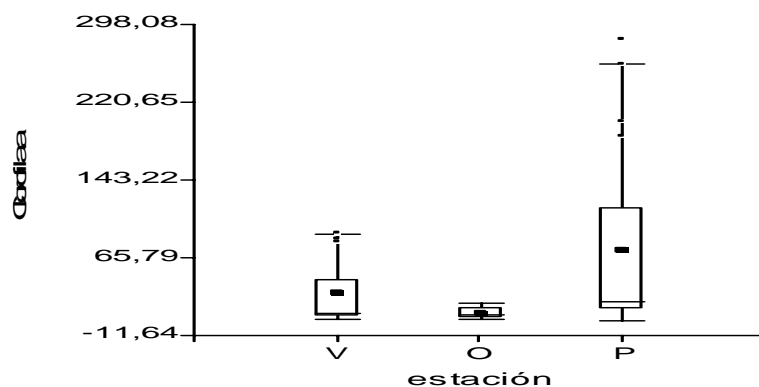


Fig. 40: Valores correspondientes a las estaciones climáticas muestreadas en el período 1998-2004 en los tres sitios del embalse Cabra Corral.

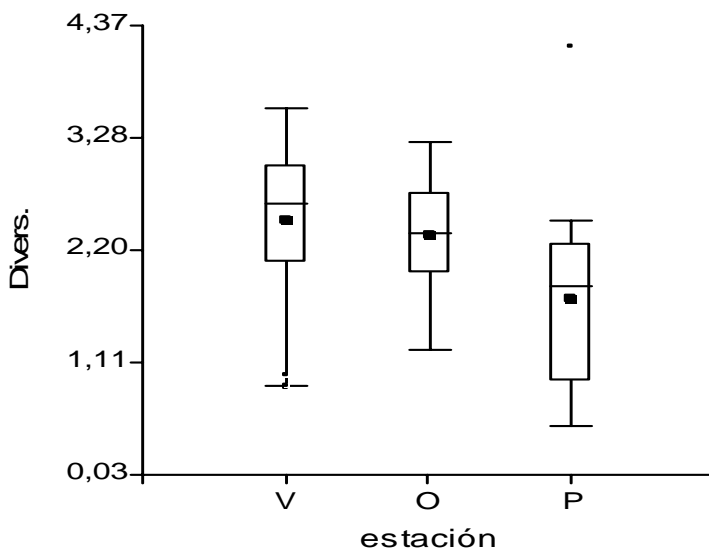


Fig. 41: Comparación de la diversidad específica entre estaciones climáticas en el C.Corral en el período 1998-2004

Parámetro	Estación	Test	Nivel de sig.
Clorofila a (mg/m ³)	O = 10,64 ± 6,02 a	H = 9,06	0,0108
	P = 73,12 ± 90,31 b		
	V = 30,10 ± 31,39 a b		
Densidad algal (ind/mL)	O = 1422,90 ± 1675 a	H = 9,62	0,0081
	P = 2937,43 ± 2413 b		
	V = 1881 ± 992 b		
Diversidad espec. (bits ⁻¹)	O = 2,34 ± 0,60 b	F = 5,42	0,0069
	P = 1,72 ± 0,90 a		
	V = 2,47 ± 0,84 b		
Equitatividad	O = 0,55 ± 0,14 a b	H = 6,01	0,046
	P = 0,46 ± 0,6 a		
	V = 0,56 ± 0,16 b		

Tabla 54: Comparación de la estructura de las comunidades del fitoplancton en las estaciones climáticas muestreadas en el período 1998-2004 (N= 21).

El otoño fue la estación que presentó menor biomasa algal, en forma inversa a la primavera que detentó el mayor valor; en tanto el verano tendió a valores elevados no diferentes significativamente en términos de concentración de pigmentos al otoño (tabla 54), aunque si en términos de densidad algal (tabla 54). La diversidad y equitatividad específicas por su parte fueron inferiores en la primavera. En este período, se habrían ejercido perturbaciones de menor intensidad y frecuencia que favorecieron a muy pocas especies, dado que dicha estación detentó menores valores (Riqueza = 13,71 especies), en forma significativamente diferente al otoño (R = 21,48 especies) y al verano (R = 24), (F = 6,30; p = 0,0033).

Las temperaturas no se diferenciaron entre sitios pero si entre las tres estaciones del año que fueron muestreada en superficie, siendo máxima durante el verano. La temperatura media del agua durante el período estival fue más elevada en el ingreso del río Guachipas al embalse (27,57°C) (fig. 40). Los valores correspondientes al otoño fueron los más bajos en los tres sitios: presa (18,87°C), ingreso del Arias (19,10°C) y del Guachipas (19,04°C) (fig. 42).

En el verano se produjo el aporte alóctono de iones por el arrastre pluviométrico tal como ocurrió con los cloruros, el hierro y el magnesio. Aunque el hierro fue relativamente más abundante durante el período invernal cuando por desestratificación térmica se resuspendieron los sedimentos. Si bien, el contenido de hierro en solución es extremadamente bajo en aguas oxigenadas, se lo encuentra asociado a las partículas del sedimento (Wetzel, 2001). El hecho que también la alcalinidad en ese período haya sido elevada, podría significar la derivación del hierro a partir de complejos de carbonatos.

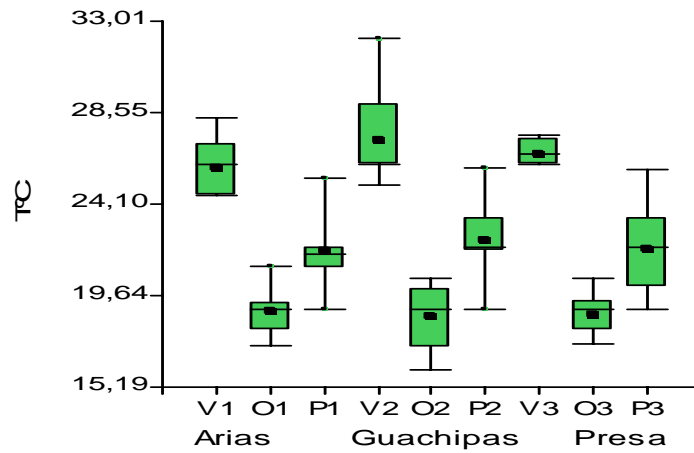


Fig. 42.: Valores de temperatura del agua en el Cabra Corral en función de las estaciones climáticas durante el período 1998-2004

En primavera mejoran las condiciones de temperatura en relación al invierno y aún no se ha producido el incremento de la inestabilidad en la masa de agua, tal como ocurre en el verano, debido al ingreso de mayores volúmenes en ambos tributarios. Por lo tanto, en la primavera las algas presentaron la mayor cantidad relativa de biomasa, en coincidencia con la mayor disponibilidad de fosfatos (0,135 mg/L) y de amonio (0,174 mg/L). El invierno que fuera muestreado en el ciclo 1985-1998, fue la estación con menor biomasa, en coincidencia con la elevación de la turbidez y el descenso térmico. En los años posteriores dicha estación no ha sido muestreada.

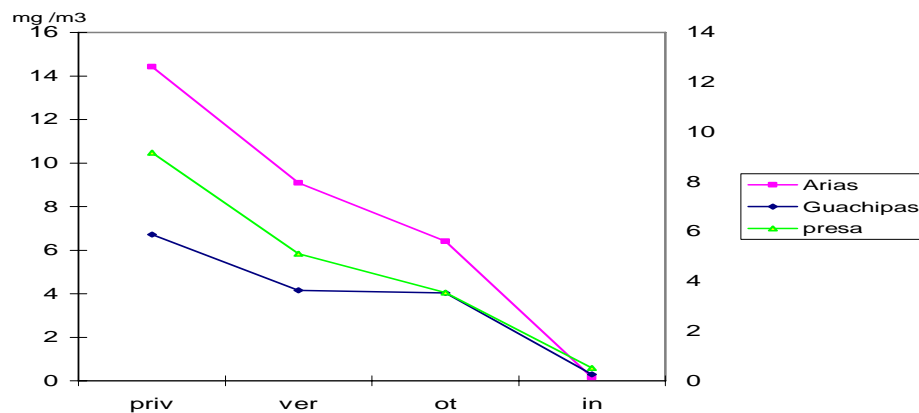


Fig. 43 Valores promedio de clorofila a ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$) en las diferentes estaciones del en el embalse Cabra Corral

La variación en la biomasa algal con las estaciones climáticas fue coincidente con los resultados obtenidos en reservorios de regiones templadas, al ser menores los valores en

invierno en los tres sitios (fig. 43), aunque difirió en el hecho de presentar la primavera mayor biomasa que el verano. En forma inversa a la biomasa, la diversidad específica fue menor en primavera (fig. 41) y estadísticamente diferente a los valores de diversidad obtenidos durante el período de verano en el ingreso del Guachipas y en la presa, en correspondencia con el mayor tiempo de residencia y estabilidad de la masa de agua durante ese período.

En síntesis: la densidad algal tendió a elevarse durante el período primaveral que fue cuando se registraron los valores más bajos de diversidad específica.

La transparencia fue significativamente mayor durante el otoño tardío en los tres sitios del embalse, y más reducida en el ingreso del río Arias durante la primavera (1,364 m) y el verano (1,042 m.).

En un análisis global por sitios, se pudo observar que los tres años más productivos fueron el 2000, 2002 y 2003 (fig.44). En particular, en el ingreso del río Arias en el 2002 se obtuvo el valor promedio más alto (130,03 mgCl.m⁻³), seguido por el ingreso del río Guachipas (99,28 mg Cl.m⁻³) y la presa (96,28 mg Cl.m⁻³) en el mismo año.

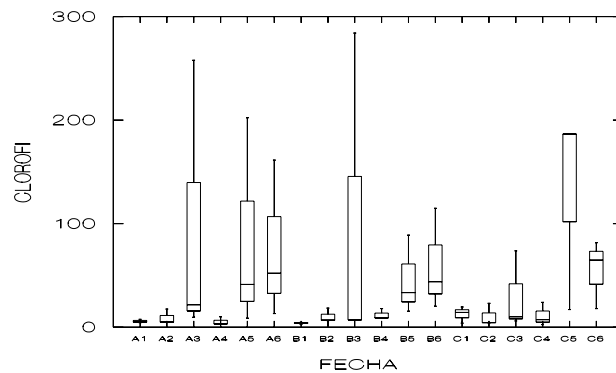


Fig.49: Comparación de los valores promedios de clorofila a en los tres sitios muestreados del embalse Cabra Corral durante el período 1998-2003 (A₁= presa 1998.... A₆=2003, B= Guachipas, C=Arias)

La relación entre los macronutrientes principales N/P y la biomasa algal no fue significativa en el período considerado (1998-2004) en los distintos sitios del C. Corral (fig.45), lo que en parte puede ser atribuible a la escasa frecuencia de muestreos. Fue visible el efecto que ejercieron las floraciones de *Ceratium*, más acentuadas en el año 2000 en la presa e ingreso del Guachipas, y luego en el 2002 tanto en el ingreso del Arias-Arenales (pico más alto) como en la presa (pico secundario) y luego en orden decreciente en el Guachipas en 2003.

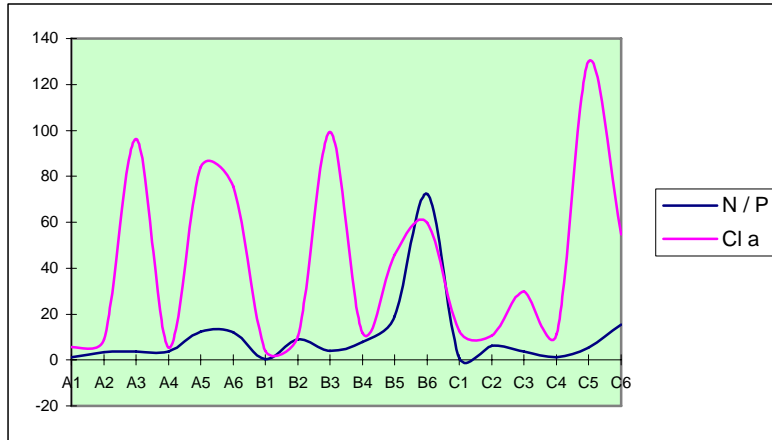


Fig.45: Comparación de los valores de clorofila a y relación N/P (nitrógeno inorgánico soluble/ fosfato reactivo soluble) en los tres sitios del embalse en el período 1998-2003 (A₁=presa 1998...A₆=2003, B=Guachipas. C=Arias)

En general, la relación N/P se mantuvo en el rango inferior a 1:6 en los tres sitios, y con mayor frecuencia en la presa. Sólo ocasionalmente superó el límite de 1:10, y fue con mayor frecuencia, en el ingreso del Guachipas.

Hasta el año 1999, se destacó el aporte antrópico de las formas solubles de nitrógeno inorgánico en el ingreso del Arias-Rosario tanto en el estiaje (0,38 mg/L) como durante la época de lluvias (0,28 mg/L). El río Guachipas también tendió a aportar elevadas concentraciones durante las crecidas (0,788 mg/L), cuando el arrastre por escorrentía desde las fuentes difusas y puntuales enriqueció su aporte. En ese período presentó una de las relaciones más altas de N/P (22,70 mg/L), por la incorporación de nutrientes, principalmente provenientes de fuentes no puntuales después del riguroso período de sequía. Los ortofosfatos también tuvieron su máxima concentración en el ingreso del Arias-Rosario (fig.46). La presa ocupó el segundo lugar, en cuanto al contenido de fósforo, -también en ambos períodos-, por predominio de fenómenos internos de reciclado físico y biológico del nutriente.

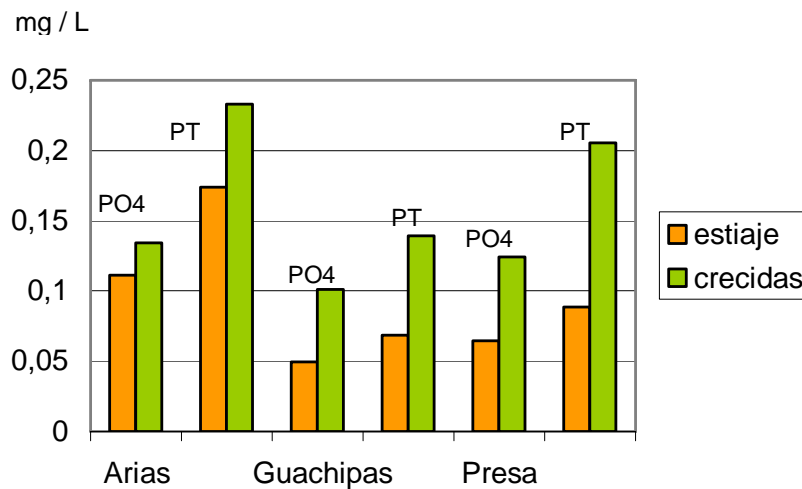


Fig. 46: Formas de fósforo soluble y total en cada sitio de muestreo del C.Corral durante el período 1985-99

En resumen:

El ingreso del Arias-Rosario aportó la mayor proporción de nutrientes al embalse.

El ingreso del Guachipas aportó la mayor proporción de sales disueltas al embalse.

Los fenómenos de reciclado interno de nutrientes determinaron que la presa, a pesar de su mayor profundidad promedio, presentara un segundo lugar en cuanto al contenido de nutrientes.

El aporte antrópico de nutrientes es relevante en el ingreso del Arias-Rosario, que descarga tanto las fuentes difusas (agricultura, ganadería, escorrentía urbana) como puntuales (industrias, vertidos cloacales y domiciliarios) de la parte superior de la cuenca, donde están los mayores asentamientos poblacionales y actividades económicas.

1.3.5. RELACIÓN N/P EN EL EMBALSE CABRA CORRAL

Se analizó la proporción de macronutrientes solubles y su vinculación con la producción de biomasa algal en el embalse C. Corral. Los tres sitios monitoreados no presentaron diferencias significativas en la concentración de ambos nutrientes ni en la relación N/P (fig. 47). El máximo valor de NIS se produjo en el ingreso del Guachipas (25,92 μM) en octubre de 1999, y el de PRS (3,807 μM) en la presa, en octubre de 2003. Se apreció una importante fluctuación en los valores de ambos nutrientes y de la proporción entre ambos a lo largo del muestreo (fig.48). El manejo de los reservorios en las regiones áridas ofrece un conflicto entre el deterioro de la calidad y la disminución de la cantidad disponible del agua embalsada. En consecuencia, se incrementaron las fluctuaciones estacionales y anuales en el nivel del agua, que durante el ciclo 98-99 alcanzó los niveles más bajos de la última década, lo que también contribuyó a desencadenar las floraciones algales en los años subsiguientes.

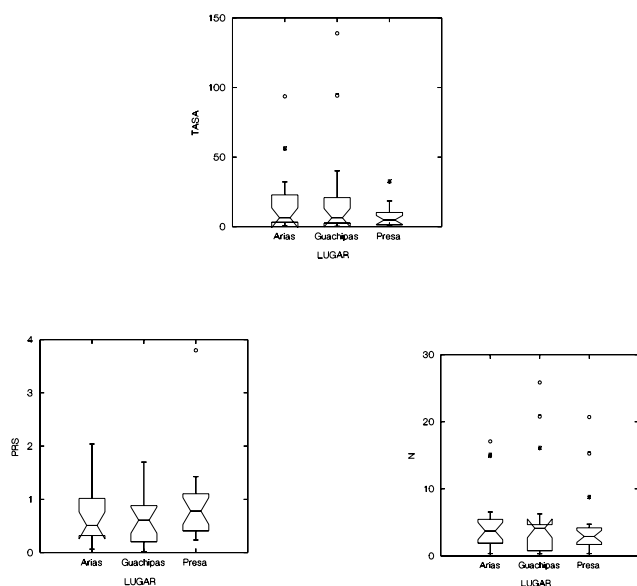


Fig.47: Comparación de los valores de nutrientes y N/P en los tres sitios del embalse Cabra Corral durante el período 1998-2003

Prácticamente el 50% de los valores de N/P estuvieron comprendidos en el rango de 0-5, y una muy reducida fracción cercana al 10% en el rango de 5-10, excepción hecha de la presa que encuadró el 21% de los datos en dicho rango, siendo también el único sitio que tuvo un 16% de datos entre 10 y 15. Aunque los otros sitios también presentaron un 15% de valores en el rango de 20-50. La concentración de clorofila fue dependiente de la concentración de fósforo ($r^2 = 0.78$, $p \leq 0,036$).

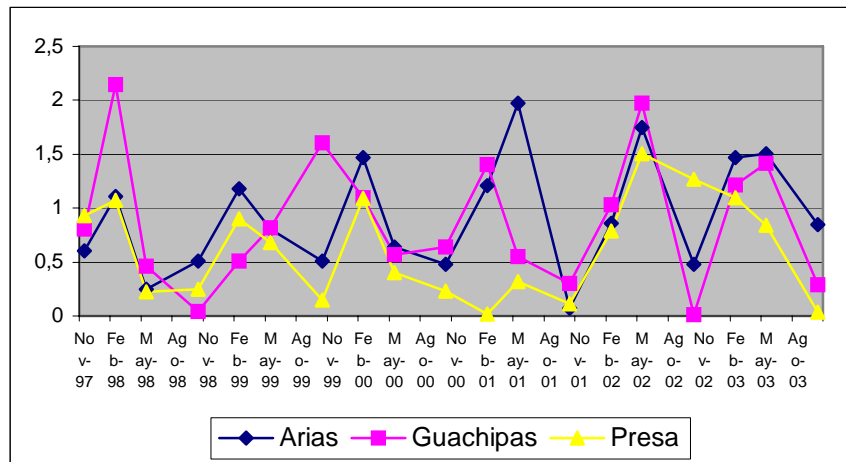


Fig. 48: Variación de la relación $N(NO_3+NO_2)/P-PO^3$ expresada en logaritmos durante el período muestreado 1998-2003 en el embalse Cabra Corral

En los ingresos de los ríos Arias Guachipas se presentaron valores de $N/P \leq 10$ en un 58% de los datos, y la presa estuvo comprendida en esta situación en el 74% del total de datos. Algunos autores establecen en la práctica, que concentraciones en la masa de

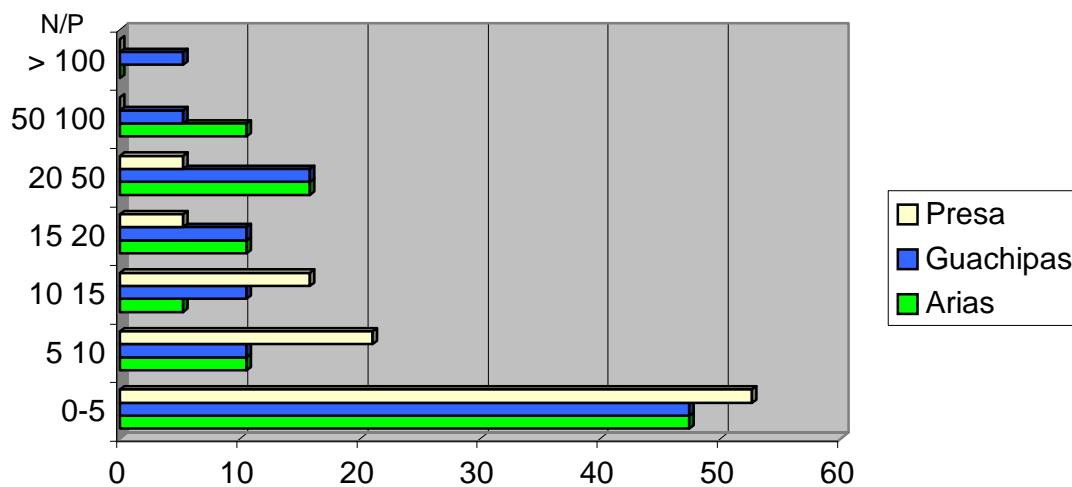


Fig.49: Distribución de valores de N/P expresados en porcentajes en los distintos rangos de frecuencias durante el muestreo 1998-2003 en el embalse Cabra Corral

agua, de fósforo biológicamente disponible menores de 5 µg P/L indican una posible limitación por P, y concentraciones de N biológicamente disponibles menores de 20 µg N/L, indican una posible limitación por nitrógeno (Ryding and Rast, 1992). No es el caso del presente estudio, dado que rara vez las concentraciones absolutas de ambos nutrientes descendieron por debajo de dichos valores, con lo que se confirma que es más relevante la proporción relativa entre ambos que su concentración absoluta.

1.3.5. ESTADO TRÓFICO DEL EMBALSE

El estado trófico de los embalses presenta una estrecha dependencia de las actividades antrópicas que se ejercen en el área de la cuenca y para algunos autores no tiene ningún patrón vinculado a la geología o a la climatología (Armengol, 2000). Para evaluar el problema de eutrofización se han propuestos diversos métodos. Los índices de estado trófico pueden ser usados como herramientas en los programas de manejo de embalses porque permiten diagnosticar la condición dominante. El gran número de criterios empleados, indica que el concepto de nivel trófico es multidimensional.

El Embalse Cabra Corral es de tipo monomítico caliente, con elevados gradientes térmicos estivales y un corto período de mezcla invernal. Posee un alto índice de consumo de oxígeno disuelto en el hipolimnio, por lo que ya en 1988 fue considerado eutrófico (de Viana y Quirós, 1988); aunque otros estudios de la época, lo consideraban de carácter mesotrófico (Sueldo y Quinteros, 1986).

Se clasificó la actual situación trófica del embalse Cabra Corral y se comparó con el período previo (1985-86), mediante la aplicación del Índice de Estado Trófico (TSI) propuesto por Carlson (1977). Este índice, permite definir el estado trófico ubicando al cuerpo de agua en una escala de 0 a 100, y tiene la ventaja de permitir eliminar cierta ambigüedad que surge con otras clasificaciones tradicionales, cuando se consideran unos u otros parámetros de calidad del agua (Ruibal Conti *et al.*, 2000). Por otra parte, al ser la escala numérica más que nomenclatural, permite obtener un gran número de clases individuales de reservorios, a diferencia de tres a cinco categorías de otras clasificaciones convencionales, y se facilita la determinación de las variables claves que permiten caracterizar mejor la situación del sistema para monitorear los cambios en dicha condición.

La estimación del Índice de Estado Trófico (TSI) para las variables seleccionadas indican la existencia de diferencias significativas en cada sitio entre el primer período (I^o=1985-86) y el segundo período (II^o= 1998-2002) de muestreo para las variables clorofila a y fósforo total (tabla 55, fig. 50-52).

El índice considera que los valores menores a 40 corresponden a un nivel oligotrófico, entre 40 y 50 TSI a un estado mesotrófico y por encima de 50 a un estado eutrófico. Por lo tanto, al analizar la condición "promedio" del reservorio, ésta sería en general mesotrófica para el primer período. Por otra parte, al existir diferencias altamente significativas entre el período I^o y II^o, es evidente que la situación está propendiendo hacia una eutrofia, en especial a partir del año 2000, en relación al TSI de Clorofila a (fig.56) y transparencia (fig.57).

Lugar	Período	TSI Clorofila a	TSI Secchi	TSI PT
Arias-Rosario	I ^o	52,02 ± 15,41 ^a	61,05 ± 13,9 ^b	50,00 ± 1,36 ^a
	II ^o	65,24 ± 12,10 ^b	54,44 ± 8,49 ^a	52,47 ± 1,50 ^b
Guachipas	I ^o	48,80 ± 5,60 ^a	47,83 ± 6,00 ^a	48,78 ± 0,98 ^a
	II ^o	64,00 ± 11,8 ^b	49,01 ± 6,62 ^a	51,32 ± 1,66 ^b
Presa	I ^o	51,03 ± 3,68 ^a	43,25 ± 5,96 ^a	48,73 ± 1,36 ^a
	II ^o	64,31 ± 13,1 ^b	49,76 ± 8,99 ^a	52,39 ± 1,68 ^b
nivel significación		p ≤ 0,001	p ≤ 0,001	p ≤ 0,00

(letras diferentes indican diferencias significativas en el valor de los índices en cada columna)

Tabla 55: Comparación de los diferentes índices de estado trófico (TSI) en los tres sitios de muestreo en el embalse Cabra Corral en ambos períodos (I^o:1985-86 y II^o: 1998-02)

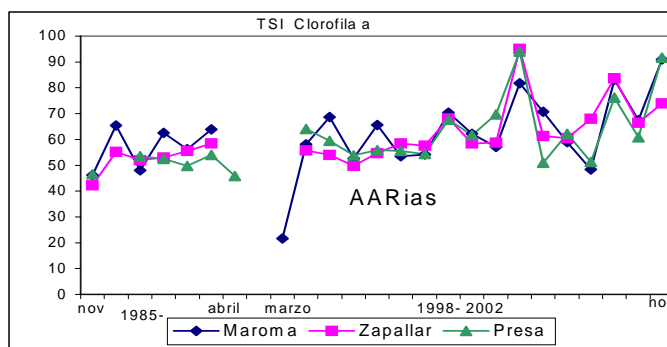


Fig. 50: Comparación de valores de TSI para la Clorofila a en los tres sitios del embalse Cabra Corral en los dos períodos (1985-86 y 1998-2002) (Maroma=Arias; Zapallar= Guachipas)

El índice basado en la concentración de PT (fig.52) es menos sensible al cambio en la condición trófica que efectivamente registran los índices basados en los restantes parámetros (fig.50, 51).

El hecho de que la concentración de fósforo biodisponible sea muy restringida en la fase acuosa, determina que éste presente una movilidad extrema en la cadena trófica, que no permite que su estado soluble sea captado adecuadamente mediante mediciones esporádicas puntuales.

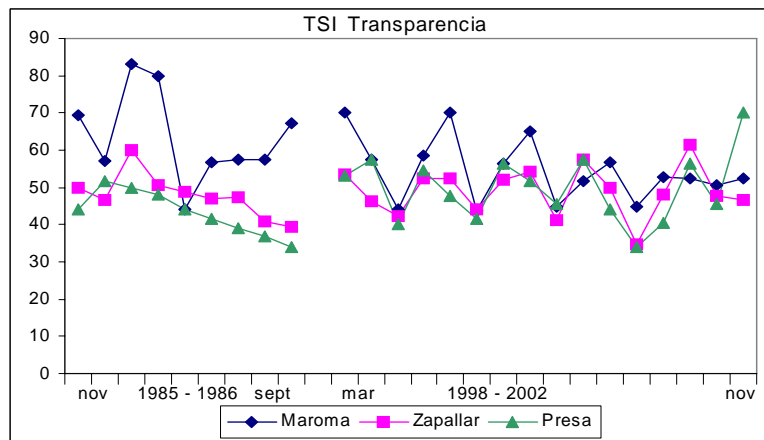


Fig 51. : Comparación de valores de TSI para la transparencia en los tres sitios del embalse Cabra Corral en los dos períodos (1985-86 y 1998-2002) (Maroma=Arias, Zapallar=Guachipas)

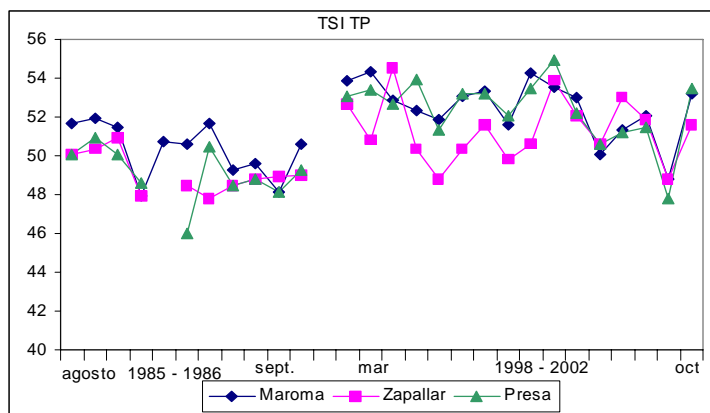


Fig. 52 : Comparación de valores de TSI para el PT en los tres sitios del embalse Cabra Corral en los dos períodos (1985-86 y 1998-2002)(Maroma=Arias,Zapallar=Guachipas)

El ingreso del río Arias-Arenales al embalse a lo largo del ciclo anual presentó los valores más altos del índice, en concomitancia con el hecho de que es el colector principal de cargas puntuales y difusas de la Alta Cuenca del Juramento (Panzeri y Salusso, 2000).

La distribución de valores por intervalos de frecuencias en el segundo período, estuvieron en su mayor parte en el rango de 50-60, siendo común para las tres variables la presencia de índices más bajos durante el otoño tardío.

El cálculo del TSI ubicó al embalse Cabra Corral en un estado eutrófico, en concordancia con la clasificación de eutrófico que se obtienen al considerar otros índices: según el criterio de Vollenweider (1976), y según las categorías tróficas de Wetzel (1983) y de la OECD (1992).

La estimación del Índice de Estado Trófico en función de los datos de clorofila a puede utilizarse para el seguimiento continuo de la condición trófica en el embalse Cabra Corral

2. ATRIBUTOS ECOLÓGICOS DEL FITOPLANCTON

EMBALSE CABRA CORRAL (Período 1998-2004)

Los valores correspondientes a los atributos ecológicos de las comunidades del fitoplancton analizados durante del período 1998-2004 se detallan en la tabla 56.

Variable	Media	valor de la mediana	valor mínimo	valor máximo
Clorofila a (mg.m ⁻³)	37,95	15,40	2,44	284
Densidad algal (ind./mL)	2080,46	1540	303	9868
Diversidad específica	2,18	2,18	0,22	4,17
Riqueza de especies	19,73	18,00	3,00	51,00
Equitatividad	0,52	0,54	0,14	0,84

Tabla 56: Atributos ecológicos del fitoplancton en el embalse C.Corral

La abundancia del fitoplancton superó 1000 ind.mL⁻¹, lo que es típico de ambientes lénticos mesotróficos a eutróficos (Margalef, 1983). El valor máximo de densidad algal (9868 ind/mL) se registró en la presa en octubre de 2000 en concomitancia con la floración de dinoflagelados. El valor mínimo le correspondió al ingreso del Arias en el estiaje de 2001, cuando la relación N/P descendió al nivel crítico de 0,96 mg/L, y el grupo dominante fueron las criptófitas nanoplantónicas.

Los rangos de densidad de individuos se asemejaron a los obtenidos en el embalse Río Hondo (donde varió entre 356-5141 ind./mL)(Tracanna *et al.*, 2000).

El valor promedio de biomasa fitoplanctónica medida como clorofila *a* fue de 37,95 mg.m⁻³. Los menores valores correspondieron también al Arias en octubre de 2001 con 2,44 mg.m⁻³ y los mayores valores al ingreso del Guachipas en el estiaje de 2000, con 284 mg.m⁻³ (tabla 57).

La biomasa fitoplanctónica, -medida como clorofila *a*-, se diferenció en dos períodos netos: a) el comprendido entre febrero de 1998 a mayo de 2000, con valores que no superaron los 22 mg.m⁻³, siendo los valores más altos de los tres sitios, los registrados en el ingreso del Arias, b) el segundo período que se extendió de octubre de 2000 a octubre de 2004, se caracterizó por valores relativamente más altos (cercaos o superiores a 100 mg.m⁻³), momento en el cual la presa produjo los mayores registros, sobre todo en el estiaje, aunque no estadísticamente diferentes a los restantes sitios.

La concentración promedio de clorofila *a* medida con antelación fue de 4,34 mg.m⁻³ entre 1985-86 y de 8,57 mg.m⁻³ entre 1997-98.

La riqueza máxima de especies (51 especies) fue inferior a la reportada en el embalse Río Hondo, donde osciló entre 60 y 72 especies (Tracanna *et al.*, 1994; Tracanna *et al.*, 2000). El número total de entidades específicas identificadas en el C.Corral se detallan en el anexo. La riqueza máxima registrada en el embalse fue ligeramente superior a la reportada en el embalse El Cadillal (30 a 45 especies)(Seeligmann y Tracanna, 1994; Martínez de Marco *et al.*, 2000).

Lugar	Densidad promedio	Promedio de $Cl a$ ($mg.m^{-3}$)	Diversidad Promedio	Riqueza promedio de spp.
Ingreso Arias-Arenales	2137,52	32,31	2,19	20,29
Ingreso Guachipas	1963,62	36,13	2,22	21,43
Presa	2140,24	45,41	2,13	17,48

Tabla 57: Comparación de variables ecológicas del fitoplancton en los distintos sitios del Embalse Cabra Corral en el monitoreo 1998-2004

El ingreso del Guachipas se comportó como el sitio más diverso y rico en especies (51 spp.), en tanto que la presa fue el sitio que aportó mayor biomasa algal (9868 ind/mL y 258 $mg.m^{-3}$). Aún a pesar de no diferenciarse en los valores de diversidad, el Guachipas fue el sitio que en mayor número de ocasiones tuvo valores extremos de diversidad específica (fig. 53).

Diversidad algal

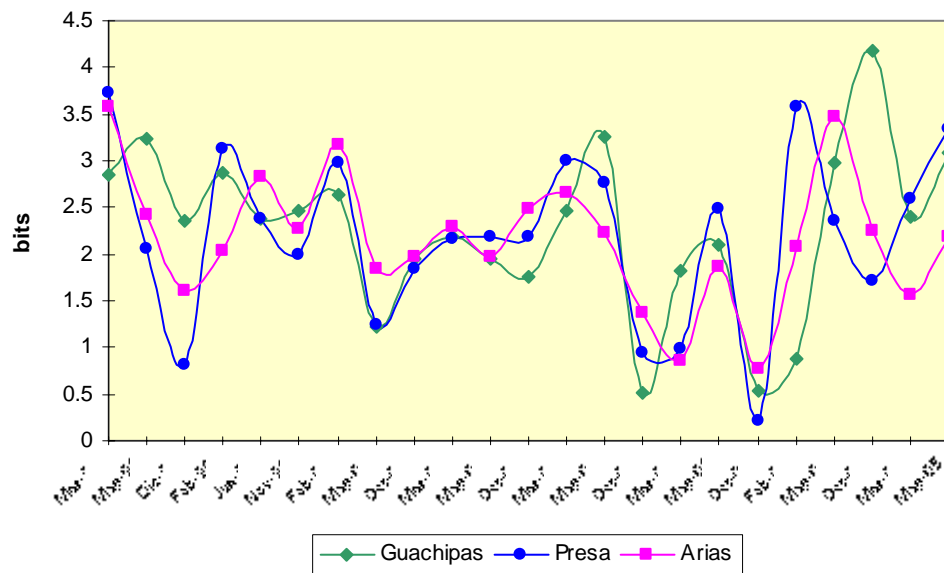


Fig. 53: Variación de los valores de diversidad específica en el embalse Cabra Corral

El máximo valor de H ($4,172 \text{ bits}^{-1}$), se produjo en el ingreso del Guachipas en octubre de 2004, y el menor valor ($0,223 \text{ bits}^{-1}$) se registró en la presa en octubre de 2003, cuando se dió una marcada floración de *Ceratium hirundinella* que alcanzó un 96,99% de la biomasa total, acompañada por sólo 3 especies en esa fecha; por ende la equitatividad fue la más baja (0,18).

El valor promedio fue de $2,18 \text{ bits ind}^{-1}$ para todo el sistema. En general, en el máximo estiaje se dieron valores inferiores en todos los sitios y hubo una tendencia al incremento del índice en coincidencia con los meses de máximo nivel hidrométrico del embalse (fig. 60). Los valores más alto se correspondieron a los meses de marzo y abril con registros

entre 3,17 y 4,17 bits ind⁻¹. La disminución de la diversidad está asociada a las características productivas de la comunidad, y según Margalef (1997) su descenso indicaría un incremento de la actividad metabólica de los organismos, como en este caso en que a menores valores de diversidad le corresponden un aumento de la producción de biomasa durante el estiaje. Los valores de diversidad fueron importantes indicadores para demostrar la inestabilidad del sistema durante el período de crecidas, cuando los valores fueron más altos en todos los sitios.

Los valores estimados del índice de diversidad son similares a los obtenidos en reservorios del noroeste como el embalse Río Hondo que osciló en un rango similar de valores (0,04-4,01 bits ind⁻¹)(Tracanna *et al.*,1996), aunque algo más elevados que los de El Cadillal que varió de 0,2 a 2,5 bits ind⁻¹ (Martínez de Marco *et al.*, 2000).

En cuerpos de agua naturales ultraoligo a eutróficos de la región andino-patagónica argentina, la diversidad también varió en un rango similar (de 0,67 a 4,51 bits ind⁻¹) (Izaguirre *et al.*, 1990).

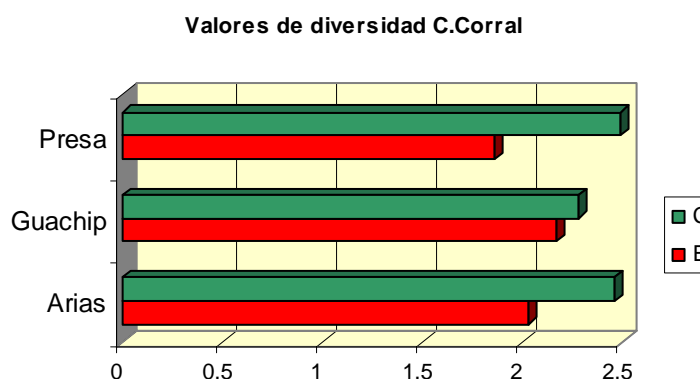


Fig.54: Comparación de valores de diversidad específica entre períodos del ciclo hidrológico

Las comunidades sometidas a disturbios frecuentes de mediana intensidad presentan diversidad alta (Reynolds,1993; Sommer *et al.*, 1993). Esto fue evidente en el embalse, cuando por efecto del régimen lóxico ocasionado por la turbulencia y el aporte de nutrientes y materiales particulados durante el período de crecidas incrementó la diversidad y bajó la densidad fitoplanctónica (tabla 52, fig. 54). Se observó una correlación negativa entre la densidad y la diversidad específica ($r = 0,97$, $p < 0,002$), lo que ha sido señalado también en otros embalses de la región (Branco y Senna, 1996; De León y Chalar, 2003).

La riqueza específica también fue significativamente mayor en el período de lluvias, cuando la inestabilidad ambiental impidió la dominancia de unas pocas especies. De modo que los valores fueron en promedio de 23,38 spp. en el ingreso del Arias, de 22,67 en el ingreso del Guachipas y de 21,44 spp. en la presa. En aguas bajas en cambio, los promedios fueron respectivamente, de 18,38 spp., 20,50 y 14,50 especies. La presa, por ser el ambiente de carácter más limnético, durante el estiaje llegó a tener la menor cantidad relativa de especies, probablemente por exclusión competitiva.

Si bien el “disturbio” es una variable compuesta por muchos elementos, son particularmente las condiciones hidrológicas (fluctuaciones del nivel hidrométrico, incremento de flujos), y físicas (turbidez, turbulencia, gradientes de luz, etc.) las fuerzas determinantes en las fluctuaciones de los valores de diversidad de las comunidades fitoplanctónicas (Padisák, 1993). Si bien, el índice de diversidad puede no contribuir a diferenciar el estado trófico de distintos sistemas lénticos (Izaguirre *et al.*, 1990), no se discute su valor como indicador de la “estabilidad ambiental intrínseca” del sistema, a pesar de que el índice parece ser más sensible a las abundancias relativas de especies y menos sensitivo al número, por brindarle poco peso a las especies raras, cuando se investiga problemas de calidad de aguas (Balloch *et al.*, 1976; Hughes 1987; Magurran 1988; Camargo, 1992, entre otros).

Al igual que las variables tróficas que mostraron diferencias en las estaciones climáticas evaluadas en la segunda etapa (ver tabla 54), algunos nutrientes también siguieron la tendencia observada.

Parámetro	Otoño	Primavera	Verano	Estadístico
N-NH ₃	0,04	0,23	0,07	F=3,76, p=0,0289
N-NO ₃	0,31	0,22	0,29	No signif.
NIS	0,37	0,46	0,36	No signif.
P-PRS	0,06	0,10	0,04	F=6,85, P=0,0021
NIS/P-PRS	12,80	4,60	15,31	No signif.

Tabla 58: Valores de variables limnológicas del embalse C. Corral en las estaciones climáticas (N=63)

El máximo estiaje, que coincide con la primavera, proveyó de mayor biomasa algal en correspondencia con la mayor concentración de nutrientes, -particularmente amonio,- que se registró en dicha estación. Aunque también el fosfato soluble fue mayor, la relación N/P medida fue la más baja, dado el incremento significativo de biomasa en ese momento.

A pesar de que en regiones subtropicales las oscilaciones en la radiación total y la temperatura no son altas, se producen patrones cíclicos en los ensambles de especies, motivados por la inestabilidad ambiental relacionada con las precipitaciones y los cambios espaciales y temporales que consecuentemente se generan, y que determinan las comunidades presentes en los embalses (Giani, 1994, Figueredo y Giani, 2001).

Se pudo apreciar también ciertas tendencias en la dominancia de los grupos algales presentes según las estaciones climáticas muestreadas, las que lamentablemente en el ciclo 1998-2004 no incluyeron el muestreo de invierno (Convenio Hidroeléctrica Río Juramento-Universidad Nacional de Salta).

Las cryptófitas oportunistas (C) fueron más abundantes en el otoño tardío (abril-mayo) cuando tanto el stress nutricional y el disturbio fueron bajos (fig.55).

Las dinófitas (S) por la misma razón lograron la máximo concentración en dicho período otoñal merced a la buena disponibilidad nutricional y estabilidad en la columna de agua.

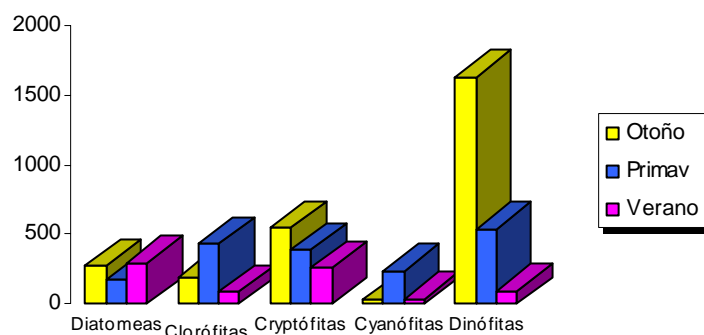


Fig. 61: Valores relativos de los grupos algales en las estaciones climáticas en el embalse Cabra Corral

En la primavera cuando existió mayor disponibilidad de luz y temperatura, las clorófitas (C pequeñas fitoflageladas y S grandes colonias), al igual que las cianófitas (S grandes colonias) tuvieron su máximo, por ser el grado de disturbio bajo y el estres nutricional moderado a bajo. Las diatomeas (R) en cambio, tuvieron su máximo con el comienzo de las lluvias en verano cuando ocurrieron cambios frecuentes en la calidad de la luz y hay turbulencia, siendo favorecidas por su mayor eficacia fotosintética para desarrollarse en ambientes turbios (Reynolds, 1988). En ese momento hay disturbio alto y estres nutricional bajo. El régimen lótico del embalse es un disturbio significativo para las comunidades fitoplanctónicas y los mejores indicadores de cambio ambiental serían tanto la composición como la abundancia del fitoplancton (Stoermer y Smol, 1999).

3. VARIACIÓN INTERANUAL DE VARIABLES LIMNOLÓGICAS

En el seguimiento de las variables limnológicas del embalse durante el período 1998-2004 fue significativo que la mayor cantidad de diferencias entre variables ocurrió entre los distintos años, totalizando diferencias en 16 variables (11 variables fisicoquímicas y 5 relacionadas al fitoplancton). Las variables fisicoquímicas que presentaron diferencias significativas entre los distintos años muestreados, se detallan en la tabla (59).

Año	pH	%O.D.	S.T.	S.T.D.	S.T.S.	Turbidez
1998	8,35 a b	92,50 b	326,33 b	322,30 b	5,93 a	2,94 a
1999	7,86 a	70,87 a b	294,11 a b	289,06 a b	5,05 a	6,09 a b
2000	8,49 a b	39,77 a	274,11 a b	247,19 a	21,53 a	16,44 b c
2001	8,42 a b	82,31 a b	283,44 a b	251,72 a b	8,89 a	6,79 a b
2002	8,87 b	85,64 a b	266,89 a b	244,81 a	22,08 b	32,86 b c
2003	8,55 a b	78,78 a b	250,89 a	233,22 a	17,67 a b	23,07 c
2004	9,01 b	115,69 b	254,67 a b	244,44 a	10,22 a b	8,10 b c
	F=4,75 p ≤ 0,0006	F=4,10 p ≤ 0,0020	F=2,33 p ≤ 0,0443	F=3,80 p ≤ 0,0030	H=13,42 p ≤ 0,0360	H=14,84 p ≤ 0,0214

Tabla 59: Comparación de las variables limnológicas en los distintos años (1998-2004) en el embalse Cabra Corral

El pH guardó relación con la biomasa algal (clorofila a y densidad celular), dado que fue inferior en los años 1998-99, cuando se tuvo la menor abundancia del fitoplancton y por ende existió menor actividad fotosintética al producirse menor liberación de hidroxilos con capacidad de elevar el pH, por estar la fotosíntesis acoplada al metabolismo de los nitratos. Un descenso pronunciado del nivel hidrométrico como el de ese período (fig. 56) tiene efectos directos sobre la capacidad amortiguadora del sistema, y en caso de persistir el efecto, podría incluso a futuro dar origen a diversos procesos fisicoquímicos que llevarían a un descenso de la alcalinidad total a niveles por debajo del valor umbral ($200 \mu\text{eq.L}^{-1}$) considerado de riesgo para la vida acuática (Bernardi *et al.*, 1996).

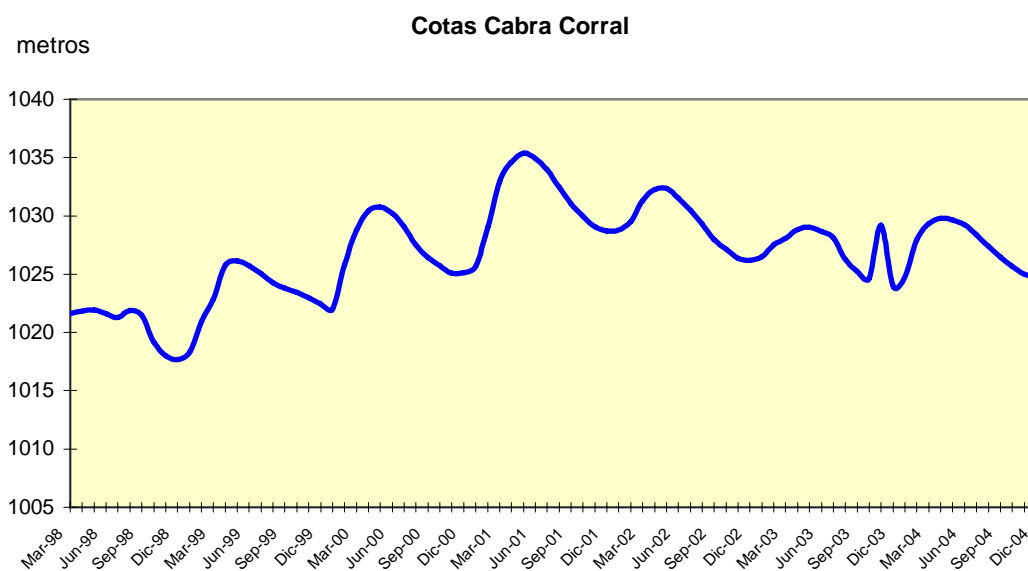


Fig. 56: Variaciones de la cota del embalse Cabra Corral período 1998-2004

El efecto del descenso hidrométrico de los años 1998-99 también se visualizó en los menores valores relativos de turbidez y en los niveles de sólidos totales disueltos (tabla 59). Por otra parte, también las formas de nitrógeno inorgánico fueron menores (tabla 60) cuando el nivel hidrométrico llegó a su nivel más crítico.

Año	N-NH ₃	N-NO ₂	N-NO ₃	NIS	NIS/P-PRS
1998	0,03 a	0,003 a b	0,11 a	0,14 a	16,41 a
1999	0,05 a b	0,01 a b c d	0,38 b c	0,43 b c	6,18 a b
2000	0,11 b	0,01 c d	0,22 a b c	0,35 b c	4,63 a b
2001	0,07 b	0,01 b c	0,24 a b	0,32 a b	6,13 a
2002	0,10 b	0,002 a	0,57 c	0,68 c	26,15 b
2003	0,38 b	0,02 a	0,26 a b c	0,65 b c	13,15 b
2004	0,06 b	0,04 d	0,12 a	0,22 a b	3,67 a
	H=12,77 p ≤ 0,0438	H=25,33 p ≤ 0,0002	H=12,70 p ≤ 0,0441	H=18,52 p ≤ 0,0059	H=15,57 p ≤ 0,016

Tabla 60: Variación de los nutrientes en el embalse Cabra Corral durante el ciclo de estudio

En particular, la concentración de nitrato soluble ha mostrado una merma en ese período (fig. 63), y en virtud de la continuación de la restricción hídrica sujeta a una mayor demanda, ha acompañado a un nuevo descenso hidrométrico a partir de 2003 (fig. 57).

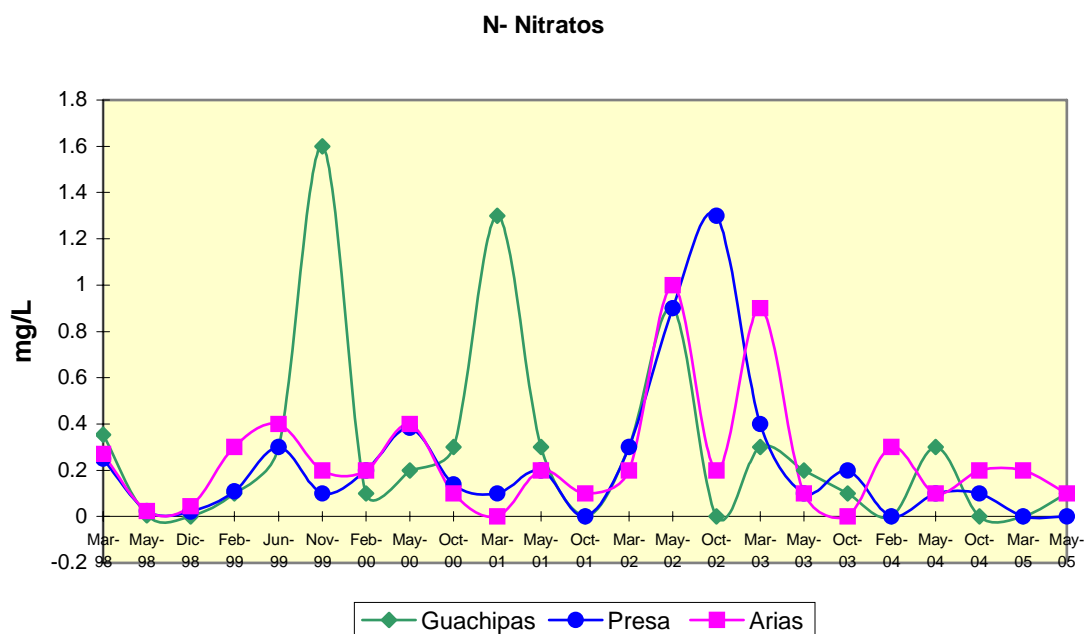


Fig. 57: Variación del nitrato en el embalse Cabra Corral en el período 1998-2004

Los atributos ecológicos de las comunidades algales también sufrieron modificaciones significativas en los distintos años (tabla 61).

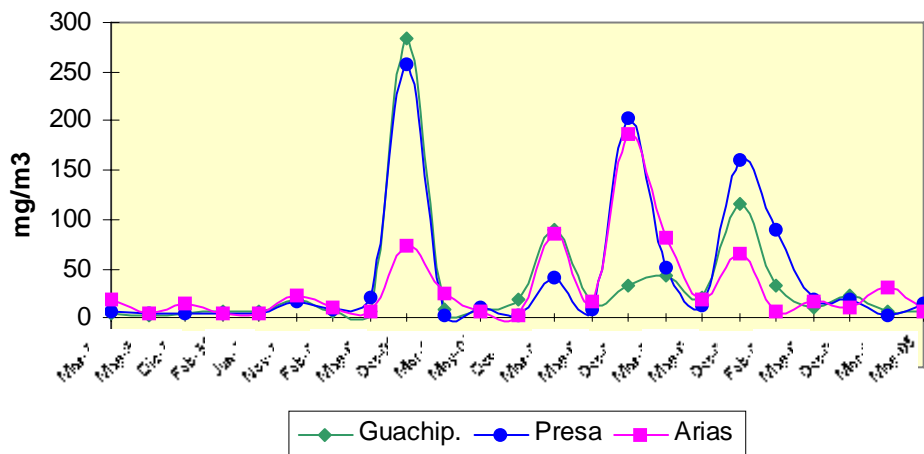
Año	Densidad algal	Clorofila a	Diversidad específica	Riqueza específica	Equitatividad
1998	1664 b c	7,35 a	2,52 b	26,11 b	0,54 a b
1999	1834 b c	10,00 a b	2,48 b	20,11 a b	0,58 b
2000	4419 c	75,18 b c	2,10 a b	24,67 a b	0,47 a b
2001	1941 b	9,50 a b	2,13 a b	18,44 a b	0,51 a b
2002	2166 b c	75,28 c	2,13 a b	16,67 a b	0,55 a b
2003	1899 b c	63,28 c	1,30 a	10,78 a	0,37 a
2004	641 a	25,08 b c	2,61 b	21,33 a b	0,63 b
	H=24,03 p ≤ 0,0005	H=27,78 p ≤ 0,0001	F=2,94 p ≤ 0,0144	F=2,42 p ≤ 0,0379	F=3,07 p ≤ 0,0114

Tabla 61: Comparación de los atributos ecológicos del fitoplancton en los distintos años (1998-2004) en el embalse Cabra Corral (N=63)

La diversidad, riqueza y equitatividad fueron menores durante el 2003. La densidad fue inferior en 2004 y la clorofila fue más baja en 1998.

Las medidas de biomasa han sufrido fluctuaciones acompañando a las variaciones principalmente en los tenores de nitratos. La clorofila a que alcanzó rangos de valores muy bajos durante el ciclo 1998-99 (fig.58), ha comenzado a declinar nuevamente a partir de 2004, en los tres sitios del embalse Cabra Corral, y esta situación se asemeja a lo

Clorofila a



sucedido con los rangos de valores de densidad del fitoplancton (fig. 59) y la variación de la cota (fig.60).

Fig.58: Variación de la concentración de clorofila a en el período 1998-2004 en el embalse Cabra Corral

Densidad algal

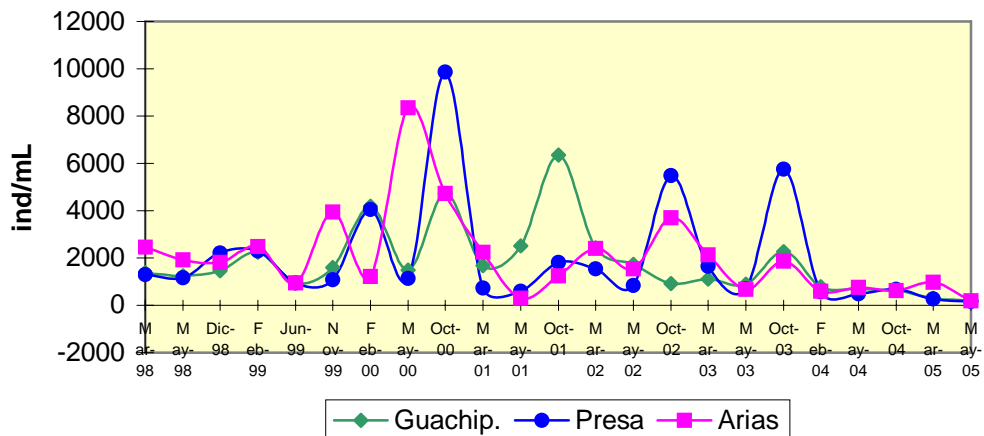


Fig.59: Variación de la densidad algal en el embalse Cabra Corral en el período de estudio

Si bien el reciclado interno de nutrientes es una fuente de provisión de corto término para generación de nueva biomasa de productores primarios, es el enriquecimiento de origen exógeno que ingresa con las aguas fluviales y a través de un adecuado tiempo de retención, el que permite la mayor regeneración del sistema. En particular en sistemas subtropicales en donde existe un rápido reciclado por lo que ambientes eutróficos presentan frecuentemente valores de nitratos relativamente bajos (Ganapati, 1970).

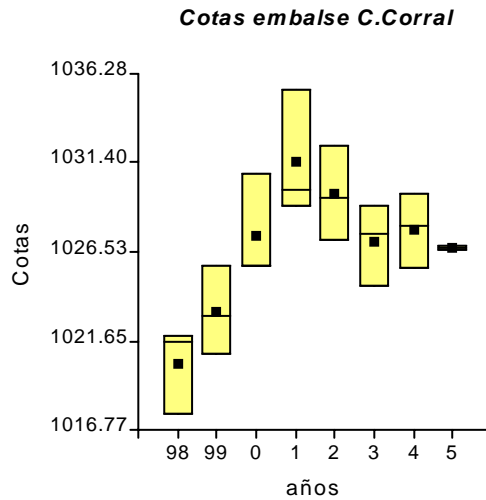


Fig 60.: Cotas promedios del embalse Cabra Corral en el período 1998-2004

La evaluación de la biomasa íctica en el embalse también demostró que ésta ha sufrido un nivel de declinación (fig. 61), e incluso a partir de la floración de dinoflagelados en 2000 ha sufrido modificaciones en la representatividad de las especies (CPUE especies).

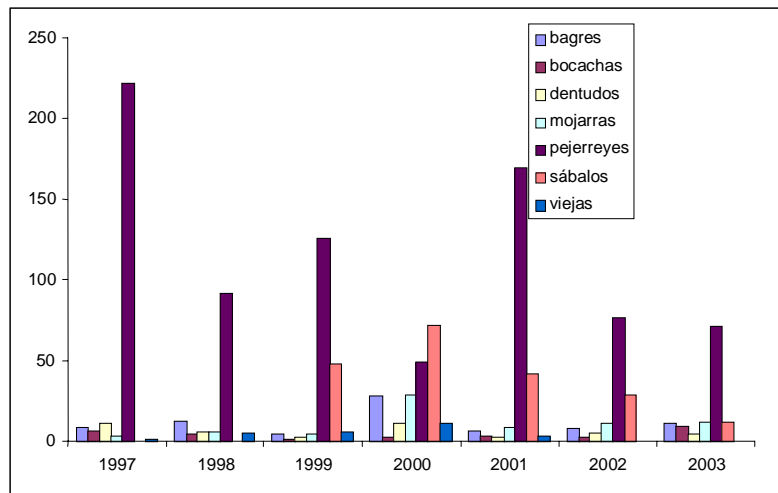


Fig. 61: Captura por especies en la zona pelágica del embalse Cabra Corral

Las especies detalladas en la tabla por sus nombres vulgares son: bagres (*Pimelodus albicans*), bocachas o carpas (*Oligosarcus jenynsii*), dentudos o tararira (*Hoplias malabaricus malabaricus*), mojarra (*Astyanax* sp.), pejerreyes (*Odontesthes bonariensis*), sábalos (*Prochilodus platensis*), viejas del agua (*Hypostomus cordovae*). La abundancia numérica de ejemplares estimada en 25 kg/ha en el 2000, fue la menor reportada desde el inicio del monitoreo; la biomasa total de pejerreyes también mostró una tendencia decreciente que puede asociarse a cambios en las condiciones ambientales del embalse y a la modificación del plancton, en particular a una merma de la densidad del zooplancton del cual se alimentan (Mosa y Regidor, 2004).

Los valores de densidad algal en el ingreso del río Guachipas, desde febrero de 2004 están siendo sostenidamente bajos (menores a 775 ind/mL) y salvo en octubre de 2002 ocasión en que llegó a 918 ind/mL, son los valores más bajos que se registran desde el inicio del monitoreo en 1997 (fig. 62).

Por contraparte, los valores del índice de diversidad de Shannon- Weaver, a partir de mayo de 2004 están entre los valores más altos (4,17 bits⁻¹). Las mismas tendencias generales pueden ser apreciadas en los otros dos sitios del embalse Cabra Corral (fig. 63 y 64).

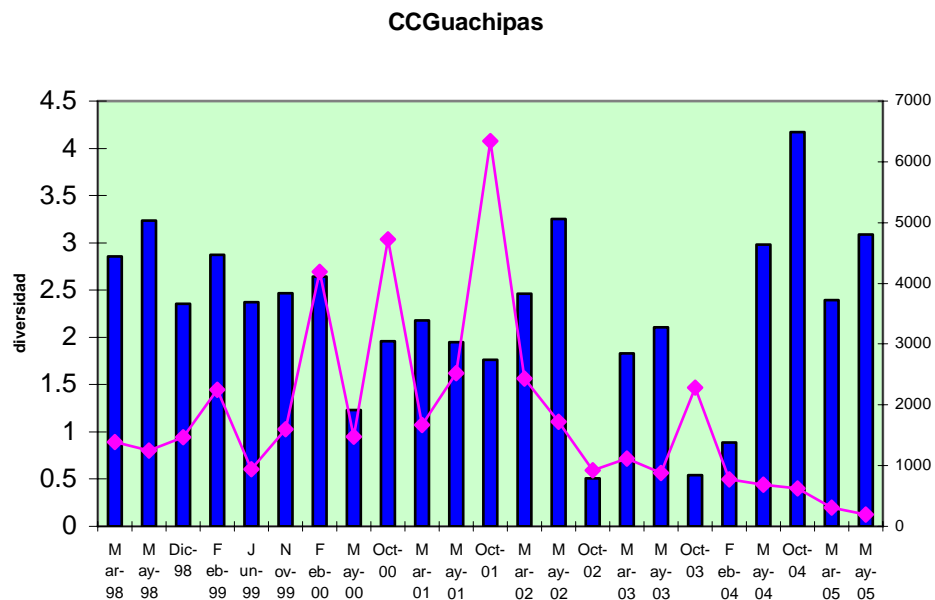


Fig. 62: Variación de la densidad y diversidad del fitoplancton en el ingreso del Guachipas al embalse Cabra Corral

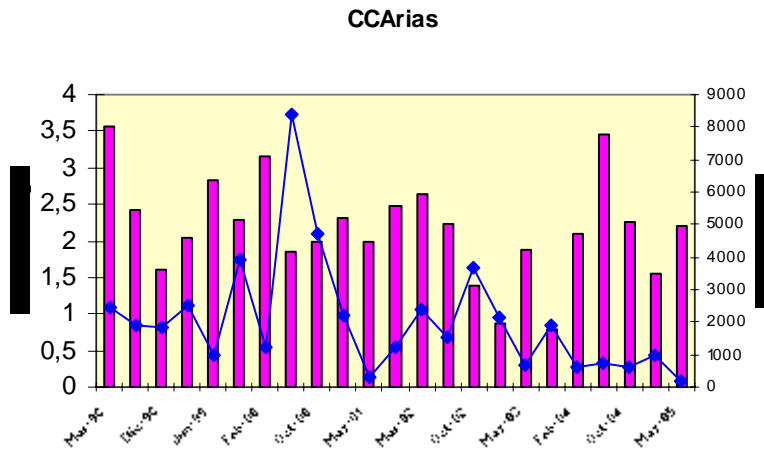


Fig 63.: Variación de la densidad y diversidad del fitoplancton en el ingreso del Arias-Arenales al embalse Cabra Corral

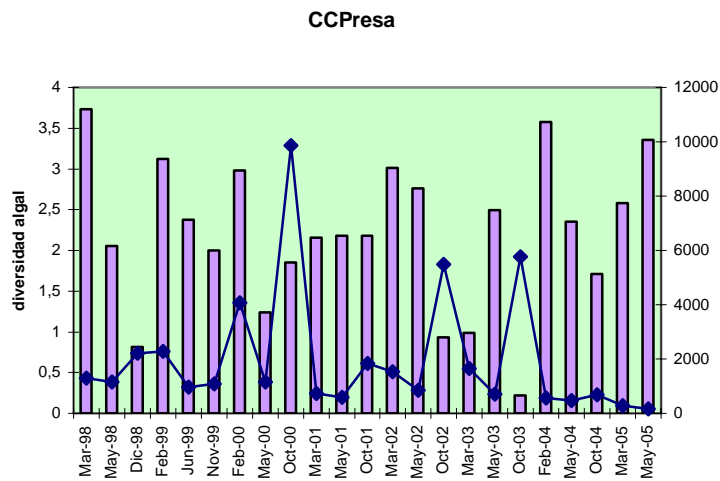


Fig. 64: Variación de la densidad y diversidad del fitoplancton en la presa del embalse Cabra Corral

En el análisis comparativo de las cotas mensuales en el período 1998-2004, se observa el contraste entre los niveles de los distintos años (tabla 62).

Año	Valor medio	Tuckey
1998	1020,47	a
1999	1024,18	b
2000	1027,83	c
2001	1031,78	d
2002	1029,08	c d
2003	1027,05	c
2004	1027,20	c

letras distintas indican diferencias significativas ($F= 17,36; p \leq 0.0001$)

Tabla 62: Comparación de niveles de cotas en los distintos años de muestreo (período 1998-2005)

Se aprecia la diferencia entre el año 1998 con respecto al resto, por su menores niveles embalsados, siendo 1999 el que se ubican en segundo término; comenzando nuevamente la tendencia a un descenso del nivel embalsado desde 2003 a la fecha.

4. COMPOSICIÓN DE LAS COMUNIDADES FITOPLANCTÓNICAS

Se identificó un total de 167 taxa, correspondientes a las Divisiones Chlorophyta (74), Bacillariophyta (36), Cyanophyta (32), Euglenophyta (10), Cryptophyta (8) Dinophyta (4), Chrysophyta (3). El listado se adjunta en el anexo.

Las cantidades relativas de los principales grupos no variaron en relación al embalse Río Hondo, salvo en que no se han reportado cryptoflagelados y por la cantidad de dinoflagelados (Tracanna *et al.*, 2000).

Reynolds (1980, 1982) consideró que el nivel de nutrientes en cuerpos lénticos es uno de los determinantes más importantes en los cambios de especies, ya que determinados taxa tienden a dominar en cuerpos de agua con similares niveles tróficos.

En promedio, y en función de la densidad, las Cryptófitas tanto en el ingreso del Arias (29,79%) como en la presa (28,21%) superaron a las diatomeas (24,37 % y 22,81%, respectivamente) (fig.71). Las Dinófitas por el pico alcanzado durante la floración tuvieron una representación alta en el Arias del 27,17% y en la Presa del 30,07%, aunque hasta mediados del 2000 no habían aparecido aún en ningún sitio del embalse. Por su parte, las Clorófitas variaron en ambos sitios entre el 11,32% y el 16,47 %, respectivamente (fig. 65).

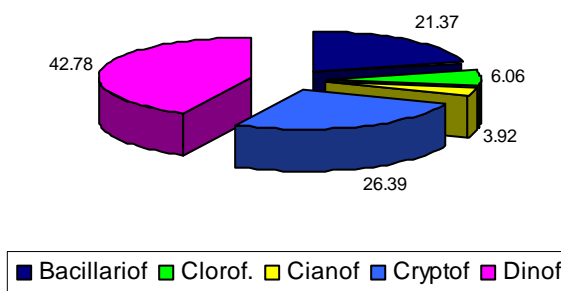
El ingreso del Guachipas en la zona sur, por la misma causa, tuvo un promedio alto de Dinófitas (26,18%), aunque fueran mayor la abundancia relativa de las diatomeas (26,64%), seguidas de las Cryptófitas (19,93%), las Clorófitas (12,98%) y Cianófitas (10,76%). Numerosos embalses de Argentina (Tracanna *et al.*, 1994, Rodríguez *et al.*, 2005) y del mundo (Dokulil, 1991, entre otros) dan cuenta de porcentajes similares.

La variación anual de la comunidad fitoplanctónica se analizó a partir de las especies más abundantes, resultando 23 especies en dicha categoría (anexo). La comunidad del fitoplancton estuvo compuesta por un bajo número de especies abundantes (18 %) y un número alto de especies raras (30 %). Las especies frecuentes representaron el 52% del total de taxa determinados. Si consideramos la frecuencia de aparición de las especies más abundantes, surge que las diatomeas representadas principalmente por *Aulacoseira*

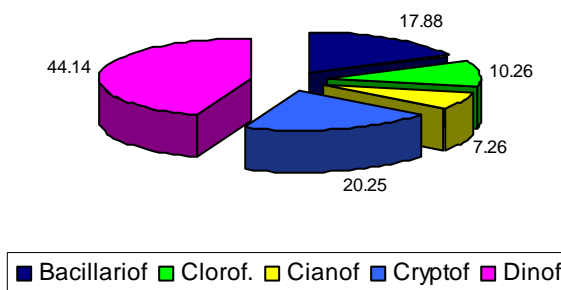
granulata, secundada por *Cyclotella meneghiniana* y/o *C.stelligera* tuvieron un lugar preponderante en los ingresos de ambos tributarios al embalse y en la presa. Por su presencia constante, se destacaron las Criptófitas. Las Dinófitas produjeron floraciones en forma sostenida en el período de mayo de 2000 a febrero de 2003, con una merma importante en mayo y octubre de 2001, en todos los sitios.

El estado de equilibrio en lagos templados está corrientemente descripto por una o tres especies que contribuyen con más del 80% de la producción, y que coexisten persistentemente por varias semanas sin presentar cambios significativos en la biomasa total durante este período (Sommer *et al.*, 1993). Al no haber un seguimiento frecuente del embalse, no se puede afirmar que ésto sucediera efectivamente, pero se podría suponer por la recurrencia de fenómenos cíclicos de alta y baja densidad algal inversos a la diversidad, que habría habido algún patrón similar, y que estos supuestos estados estacionarios o situaciones de equilibrio, se habrían interrumpidos sólo como consecuencia de grandes eventos hidrológicos como las crecidas o manejos artificiales del nivel hidrométrico del reservorio.

CCArias



CCZapallar



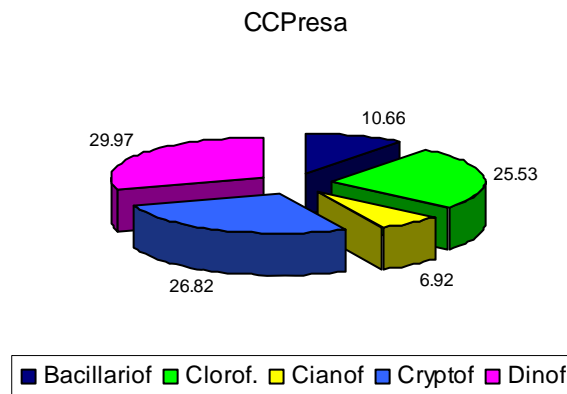


Fig. 65: Composición porcentual de los principales grupos taxonómicos del fitoplancton en el embalse Cabra Corral durante el período 1998-2004.

En la distribución por porcentajes de los grupos taxonómicos en los tres sitios del embalse C. Corral se destacó un antes de la floración de *Ceratium hirundinella* y un después (fig. 66). Hasta ese año, en el verano e incluso también en la primavera las algas verdes aumentaban su representatividad cuando existía una mejor concentración de nutrientes; en tanto que las cryptófitas lo hacían en el otoño tardío cuando comenzaba el período de mezcla. Los fitoflagelados nanoplanctónicos son de rápido crecimiento y reproducción, con alta relación superficie/volumen, y poseen ventajas adaptativas para ese momento del año (C estrategias). Las diatomeas, si bien no mostraron una tendencia muy definida, en general fueron dominantes en otoño avanzado, por estar mejor adaptadas a la mezcla en la columna de agua. En varios momentos tuvieron porcentajes elevados, por ej. a fines de 1997 y principios del 1998 tanto en el ingreso del Arias como en la presa.

En numerosos embalses argentinos se destaca la presencia de *Aulacoseira*, tanto por su abundancia como frecuencia, siendo característica de sistemas turbulentos sometidos a constantes cambios en la calidad de luz (R estrategias).

En el otoño de 2000 comenzó a registrarse la floración en el Arias, y luego en la primavera en los restantes sitios, y prácticamente desaparecieron los grupos que habitualmente eran mayoritarios (diatomeas y clorófitas). Al año siguiente (2001) se reforzó algo más la representatividad de las cianófitas. Continuó el pulso de dinófitas en el 2002 y 2003, aunque con una ligera merma durante los períodos otoñales en todos los sitios.

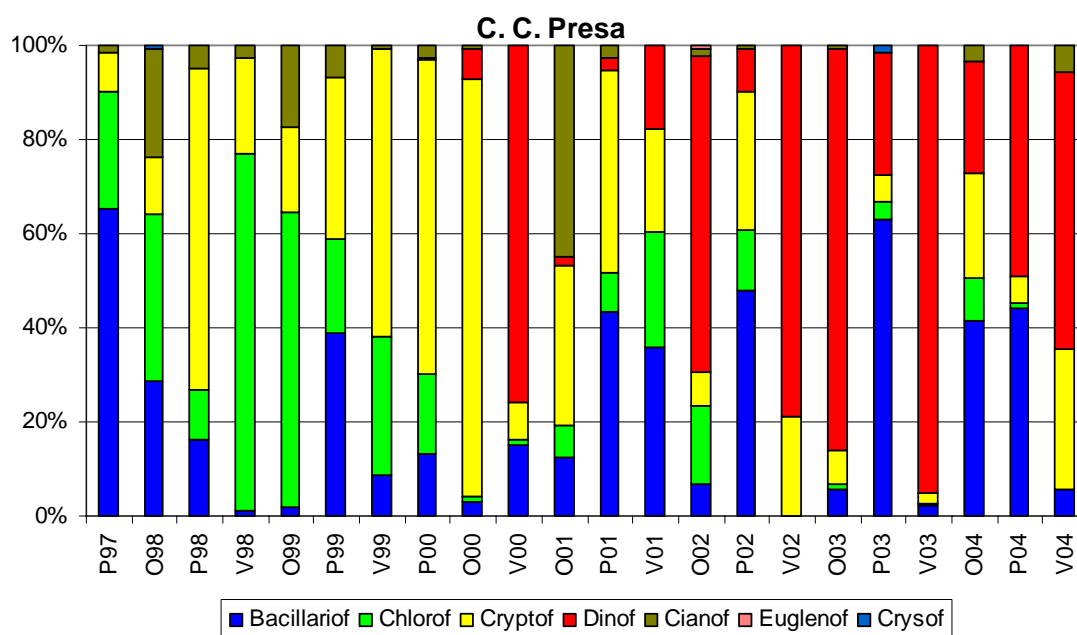
En el 2004 en el Arias casi prácticamente desapareció la floración, y en el Guachipas después del verano también disminuyó a valores inferiores al 30%, siendo la presa el sitio en el que perduró más tiempo con proporciones elevadas.

Las clorófitas después de la floración de dinoflagelados, pasaron a tener una escasa presencia en todas partes, siendo éste el rasgo más distintivo.

Los pulsos de *Ceratium* ocasionaron mortandad de peces durante toda esta etapa, debido a cuatro mecanismos principales: a) daño físico de las branquias producido por los apéndices algales o por la obturación mecánica de las mismas, b) asfixia causada por la

hipoxia que sobreviene de la descomposición anaeróbica de la materia orgánica, c) en las partes más profundas del embalse, generación de sulfuro de hidrógeno por descomposición anaeróbica de la materia orgánica, siendo su tenor tóxico a valores de pH neutro (o ácido) y cuando es bajo contenido de oxígeno, d) el “trauma de la burbuja de aire” debida a una extrema saturación de oxígeno resultante de la intensa actividad fotosintética de las algas durante el día, inducida por la presencia en la solución acuosa de cierta concentración de amonio no ionizado (cuyo rango varió entre 0,2 a 3 mg/L en la máxima floración de 2000) que ha sido reportado como letal para la mayoría de los organismos de agua dulce.

El efecto del amonio incrementa con el pH, la temperatura y la alcalinidad, dependiendo además del tiempo de exposición al químico. Por debajo de estas concentraciones si bien su efecto es subletal, puede ejercer efectos fisiológicos o histopatológicos adversos (como hiperplasia de branquias, necrosis de tejidos y desintegración de órganos (EIFAC 1973; EPA 1976), que fueran documentados en el embalse (Martínez, *com.pers.*). De hecho se sugiere como valor guía para la preservación de la vida acuática, el valor de 0,02 mg/L (SRH, 1994).



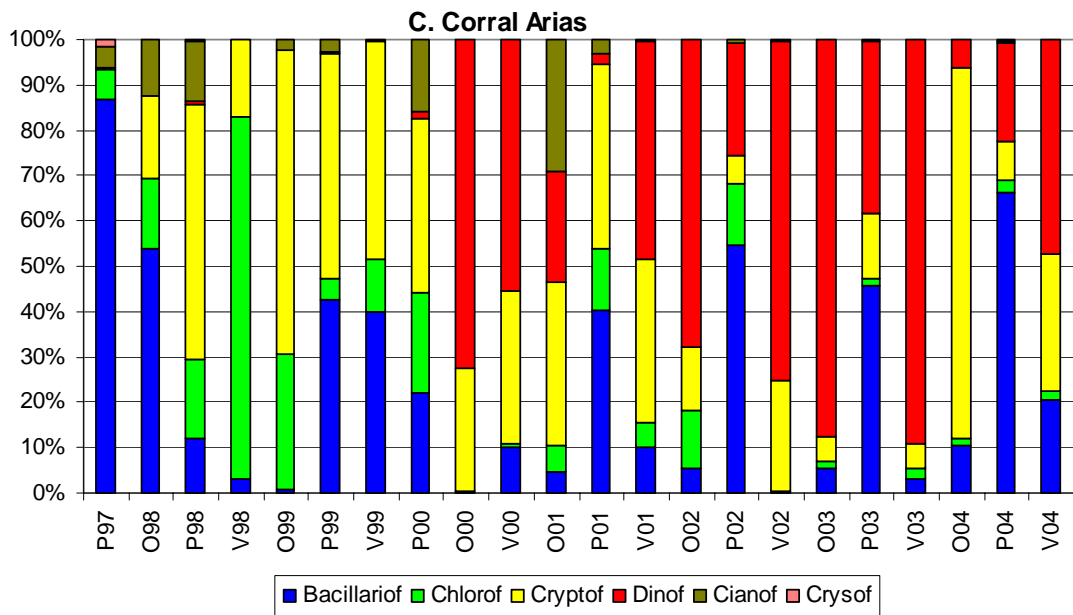
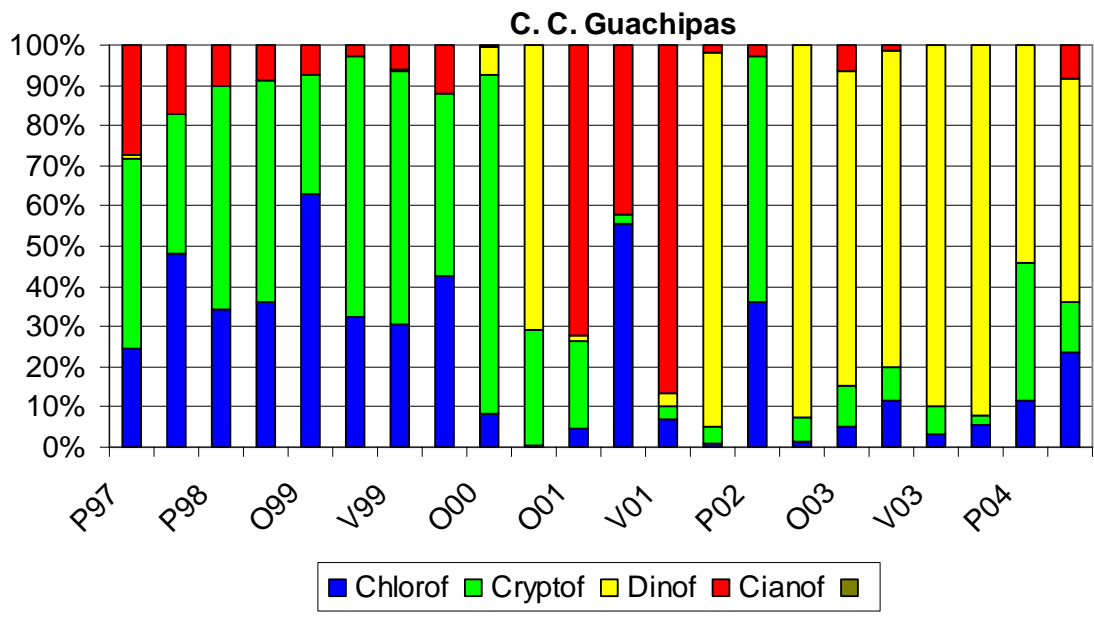


Fig. 66: Composición porcentual de grupos en distintas fechas en el C. Corral

En el momento mismo de la floración, el tenor de amonio no ionizado osciló en la boca de entrada del río Guachipas entre 0,11 y 0,26 mg/L (Salusso, 2000). El amonio es uno de los compuestos químicos industriales más ampliamente usados, y por ende uno de los polucionantes acuáticos más comunes. Su presencia en el agua es también un producto del metabolismo de las proteínas de los organismos acuáticos, y proviene también de la

escorrentía de tierras agrícolas y urbanas. Las fuentes no puntuales como los fertilizantes parecen contribuir con mucho más amonio en las aguas superficiales (WHO, 1986). La floración estuvo favorecida por la condición trófica preexistente en el embalse. En todo cuerpo de agua que presenta un estado eutrófico si en el período previo de estratificación primaveral presenta en el epilimnio un contenido de fosfato soluble superior a $10 \mu\text{g.L}^{-1}$, será susceptible a la ocurrencia de floraciones hacia fines del verano u otoño (Reynolds, 1991). Dicha situación preexistió en el C.Corral durante la primavera de 1999, siendo otro factor desencadenante los cambios en la morfología de reservorio, con un descenso del nivel medio de agua embalsada que superó ampliamente los 15 metros.

5. CARGA DE SEDIMENTOS Y NUTRIENTES EN EL CABRA CORRAL

La carga anual de nutrientes y sedimentos suspendidos (t.año^{-1}) y sus respectivos coeficientes de exportación ($\text{t.km}^{-2}.\text{año}^{-1}$) fueron estimados para la cuenca de drenaje de los tributarios al embalse Cabra Corral a partir de datos de calidad de agua y descarga del período 1998-2002, y su comparación con un evento meteorológico del mes de febrero de 2004. La mayor carga de sólidos suspendidos correspondió al río Guachipas ($1,18 \times 10^6 \text{ kg km}^2 \text{ año}^{-1}$) que es la subcuenca de mayor tamaño relativo. La subcuenca del Arias-Arenales presentó la mayor carga (63%) y producción de PT ($0,37 \text{ tn.km}^2.\text{año}^{-1}$), siendo las cargas de PT, NT y SS durante el evento de torrencialidad relativamente más altas en relación al promedio anual y dado el menor tamaño del área a pesar de su significativa actividad agroeconómica.

Las principales causas o fuentes de los problemas que ocurren en el embalse C.Corral se pueden resumir en: descargas de residuos orgánicos biodegradables, descarga de nutrientes a partir de aguas residuales, polución no puntual por nutrientes, principalmente a partir de actividades agroganaderas, y descarga de sustancias tóxicas a partir de industrias mineras y agrícolas, aunque también por el aporte de sales (Salusso, 2001). La falta de gestión adecuada de la cuenca afecta el funcionamiento del embalse, que muestra un estado eutrófico y diversos problemas vinculados tanto a las prácticas de manejo como a las tendencias climáticas imperantes que pueden ocasionar futuras restricciones de usos y afectación de actividades de interés socioeconómico, tales como la pesca deportiva y la recreación. El hecho de que los cuerpos lénticos puedan receptor el vuelco de contaminantes, en virtud de su capacidad amortiguadora, no impide que a cierto nivel de acumulación, la habilidad de los sedimentos de recibir poluentes desaparezca, y ante un ingreso posterior de contaminantes se incrementa significativamente su concentración en la fase acuática, produciendo la impresión que el problema surge súbitamente (Ryding and Rast, 1992).

Por ello, es mucho más fácil resolver el problema cuando la estrategia de gestión tiene la posibilidad de sacar ventaja de esa capacidad reguladora y no cuando ésta ya se ha agotado. Para poder aplicar medidas de prevención de la eutrofización y de restauración de los embalses, se requiere poder valorar las fuentes de aportes de nutrientes en los principales tributarios, con el propósito final de definir las cargas que ingresan al embalse (Stefan, 1994).

Las cargas (toneladas métricas. día^{-1}) se calcularon como el producto de la descarga por la concentración en cada muestreo. Las tasas de exportación se obtuvieron como la relación de la carga anual y el área total de cada subcuenca.

El río Guachipas fue también muestreado aguas arriba, en Alemania, y dado que no recibe afluentes de importancia en su trayecto desde allí hasta la desembocadura del embalse, cabría esperarse que no ocurran cambios de relevancia en la descarga de

contaminantes, siendo por otra parte la ubicación del sitio representativa por ser el colector final de aguas de la amplia cuenca de los valles Calchaquíes.

Los ríos de montaña de la región subtropical seca de la cuenca del Juramento, están sujetos a fuertes fluctuaciones durante el ciclo hidrológico, con un período extenso de estiaje y otro muy corto de crecidas.

El caudal medio ingresado ($24,49 \pm 10 \text{ m}^3/\text{s}$) en la última década (1990-2000) en el embalse Cabra Corral, fue significativamente inferior al recibido en el período previo de 1980-1990 ($37,34 \pm 14 \text{ m}^3/\text{s}$), con lo que los volúmenes medios ingresados durante el primer período ($1169,91 \text{ hm}^3$) también contrastan con los recibidos en el segundo período ($766,20 \text{ hm}^3$), lo que trajo aparejado un aumento en la concentración de contaminantes dado que la capacidad de dilución del cuerpo de agua disminuye al haber un menor volumen, en especial en los últimos años que fueron secos. Como consecuencia de tales restricciones climatológicas, se incrementaron las fluctuaciones estacionales y anuales y a largo plazo se redujo el nivel medio del agua del reservorio, con el consecuente deterioro de su calidad.

Evento de torrencialidad

Se consideró la carga de contaminantes que ingresaron en los tributarios del embalse, durante el evento de máxima pluviosidad (145 mm) en el mes de febrero de 2004, a pesar de que éste no alcanzara la media histórica (163 mm) correspondiente (S.M.N., 2003). Los aportes de contaminantes provenientes de fuentes difusas, si bien pueden ser más o menos continuos, durante los episodios de flujos altos tienden a aumentar significativamente, en particular el transporte de nutrientes y partículas desde el área de la cuenca.

El área de aportes del río A-Arenales, si bien representa tan sólo el 23% del total, provee no obstante la mayor cantidad de agua al sistema: el 85% del caudal, debido a que en su trayecto se enriquece con numerosos afluentes, además de recibir la recarga subterránea de la región norte y centro del valle. Por su parte, el río Guachipas es el colector final de aguas de la extensa región de los valles calchaquíes, y su cuenca de aportes abarca el 70% de la superficie total de la cuenca, aunque por la aridez extrema del clima sólo contribuye a conformar el 15% de los caudales del río Juramento.

En el pico de crecidas, el A-Arenales proveyó comparativamente la mayor concentración de sedimentos (tabla 63) al presentar la mayor descarga con un módulo promedio de $40,29 \text{ m}^3/\text{s}$, superior al del Guachipas ($10,35 \text{ m}^3/\text{s}$).

Los eventos extremos tienen un rol cuantitativo fundamental, en los climas secos y semiáridos (Meybeck *et al.*, 2003), y la cantidad relativa de sedimentos transportados en dichas regiones suele ser más del 90% del total, en comparación con otras regiones de mayor pluviosidad donde la contribución de los solutos se aproxima o excede a la carga de sedimentos (Richards, 1982). En función de la descarga de los sólidos suspendidos totales, entendida como la relación entre la cantidad total de carga suspendida en el volumen total de agua descargado en el período de tiempo $\{Cs^* = \sum (Csi Qi / \sum Qi)\}$ -, se obtuvo para el río Guachipas un valor de 24416 mg.L^{-1} , que permite incluirlo en la categoría de ríos con descargas extremadamente altas según la clasificación mundial de

Variable	Arias-Arenales (t. año ⁻¹)	Guachipas (t. año ⁻¹)
Sólidos suspendidos	31,58 x 10 ⁶	23,18 x 10 ⁶
NIS	10152	2237
NT	257975	75107
PRS	1022	418
PT	17149	7282

Tabla 63 : Transporte total de contaminantes en el ingreso de los tributarios al embalse Cabra Corral durante el evento de torrencialidad de febrero de 2004

Meybeck *et al.*(2003), típicos de regiones semiáridas, donde se combinan rocas altamente erosionables, pendientes altas a medias, la ausencia de cobertura vegetal y lluvias erosivas estacionales. Por su parte, el río Arias-Arenales con un valor 7902 mg.L⁻¹, estaría en la categoría de ríos con descarga muy altas, de la precitada clasificación.

El arrastre de sólidos en el río Guachipas es altamente fluctuante, habiéndose citado incluso una variación del ciento por ciento, según estén o no crecidos los ríos que lo alimentan; e incluso pareciera que es el río a nivel mundial que presenta mayor diferencia de volumen de agua entre el estiaje (3-4 m³) y las crecidas (cuando se ha reportado un caudal superior a 180 m³), aunque su módulo medio sea de 6,5 m³.s⁻¹ (Taruselli *et al.*,2000). Durante el evento de torrencialidad monitoreado, el río Guachipas no superó los 15 m³.s⁻¹, y a pesar de la diferencia de magnitud de caudales con respecto al Arias-Arenales, transportó proporcionalmente una carga significativa de material en suspensión que representó el 42,33% del total ingresado al embalse durante dicho episodio. Existen procesos importantes de sedimentación en ambos ingresos al embalse, y en particular en la margen derecha del río Guachipas, que pueden ocasionar la afectación del sector urbano de la localidad homónima y de la zona agrícola de influencia del departamento La Viña (Saravia Toledo, 1996). Por su parte, la existencia de mayores precipitaciones en cumbres y laderas donde prosperan pastizales naturales productivos, determina mayor presión de pastoreo, ocasiona la alteración de la cubierta vegetal e incrementa el escurrimiento con un impacto más negativo durante los picos de crecientes.

La magnitud de la carga de nutrientes que recibió el embalse durante el evento de torrencialidad, fue mayor en el ingreso del Arias-Arenales que en el Guachipas, en virtud del aporte combinado de cargas puntuales y difusas que inciden en esta subcuenca donde se registran la mayor actividad económica y densidad poblacional del sistema (tabla 63). El aporte promedio en la desembocadura de los ríos durante los picos de crecidas, es representativo de los máximos ingresos de origen difuso, y permiten ajustar hasta cierto grado los valores medios reales, por el nivel de cargas que transportan. Aunque los valores puntuales puedan mostrar cierta variabilidad, como en nuestro caso y en otras mediciones efectuadas durante eventos de tormentas, dichos ingresos son relevantes al momento de validar modelos empíricos y monitorear la polución acuática.

El nitrógeno inorgánico soluble, presentó un considerable aumento en la concentración en función del aumento de la descarga, debido a estar relacionado con el flujo de constituyentes del suelo, de la actividad agroganadera, y del material orgánico nitrogenado residual que provienen por escorrentía. El N es mucho más móvil en los suelos que el P, por lo que su aporte al agua es mucho mayor, aunque los sistemas

acuáticos tropicales y subtropicales por lo general tienen una relación N:P extremadamente baja (Thornton, 1987).

Según mediciones efectuadas en el Cabra Corral, éste tendió a presentar con mayor frecuencia valores N/P menores a 10, aunque las concentraciones absolutas de ambos nutrientes no fueron bajas. Algunos trabajos han cuestionado el uso de las formas solubles de nutrientes para indicar deficiencias, si bien aceptan su empleo cuando los valores de ambos nutrientes son altos, como es el caso precitado (Dodds, 2003).

La carga de nitrógeno total fue comparativamente más alta que del nitrógeno soluble, lo que indica indirectamente una elevada proporción de nitrógeno orgánico, sobre todo en los primeros muestreos cuando la masa de agua arrastró el material orgánico acumulado en superficie durante el extenso lapso del estiaje.

Si bien, el PT también presentó un incremento de la concentración con la descarga (como en el caso de los sólidos suspendidos y el nitrógeno), no se obtuvieron relaciones significativas entre ambas variables, lo que refleja primariamente la limitada cantidad de registros obtenidos durante el evento meteorológico, como así también, puede estar reflejando secundariamente, el impacto que ejerció el manejo de los caudales para riego y la menor disponibilidad del recurso en la última década. Por otra parte, el PT es una variable fundamental, sin embargo es muy difícil obtener valores representativos, más que muchas otras variables químicas de calidad del agua (Hakanson, 1996).

En la A.C.J., estimaciones indirectas de cargas efectuadas por subcuencas, determinaron que la principal fuente difusa de ambos nutrientes proviene de la agricultura, y en segundo término de la ganadería, siendo ésta última de cierta magnitud en la subcuenca del Guachipas donde el 43,15% del N y el 43,17% del fósforo fueron de origen animal. En tanto que en la subcuenca del Arias-Arenales, los fertilizantes representan el ingreso más significativo.

La contribución global de la agricultura a la polución no puntual, ha sido estimada de un 64% por sedimentos totales suspendidos y de un 76% debida al fósforo total, siendo en general, las actividades agrícolas responsables de más del 60% de la contaminación del agua superficial (USEPA,1990). El manejo de las cuencas aspira a combatir la polución difusa, y para ello es necesario conocer la magnitud de las descargas provenientes de tierras arables y de la erosión de suelos arcillosos, en especial en la subcuenca del Arias-Arenales, que comprende una importante área de cultivos bajo riego.

Cargas en el ciclo hidrológico:

Los eventos de alto caudal son los que arrastran las cargas más altas de nutrientes y material sólido (Sonzogni, 1978), siendo evidente que la carga total recibida durante los mismos, no representa el estado regular o medio del sistema. Por ello, se consideró en forma complementaria, en función de los datos del período 1998-2002, las cargas promedio de nutrientes y material particulado que ingresaron por ambos tributarios (tabla 64), por su relevancia tanto en la conformación de los caudales del sistema como por su contribución en contaminantes.

En ambos ingresos al embalse, la magnitud de aportes de contaminantes estuvo regulada por los caudales, con diferencias significativas entre ambos períodos del ciclo hidrológico.

En el ciclo hidrológico anual, se reitera el patrón de comportamiento de las variables limnológicas, siendo también el A-A quien aporta la mayor carga de contaminantes, tanto en aguas bajas como altas. La intensa evaporación que ocurre en el subsistema del Guachipas, por la elevada temperatura media, determina un incremento del tiempo de residencia del agua que favorece, sobre todo en el momento crítico del estiaje, los procesos autogénicos de denitrificación en el ambiente dulceacuícola.

Si se compara en el período de aguas altas, los valores de la desembocadura del Guachipas al embalse, con los obtenidos aguas arriba en Alemania, en el último sitio

tanto el nitrógeno soluble (177 t N.año^{-1}) como el fósforo reactivo soluble ($16,56 \text{ t P.año}^{-1}$) fueron más altos. Los incrementos en las precipitaciones, transportaron importantes cantidades de nutrientes desde fuentes no puntuales provenientes de los valles calchaquíes, donde predomina la ganadería extensiva y la población rural dispersa sin sistemas de tratamiento.

Epoca	NIS (tn N.año ⁻¹)		PT (tn.P.año ⁻¹)		PRS (tn.P.año ⁻¹)		Sólidos Suspendidos (tn. año ⁻¹)	
	A-A	G	A-A	G	A-A	G	A-A	G
Estiaje	110	14,88	95	15	21	4,07	2800	367
Crecidas	593	73,34	564	93	140	10	27893	3391
Anual	271	46	213	54	61	7,27	11165	1388
febrero 2004	2030	447	3429	1456	225	84	$6,32 \times 10^6$	$4,64 \times 10^6$

Tabla 64: Comparación de las cargas promedios ingresadas por ambos tributarios al embalse en el ciclo anual (1998-2002) y en el evento de torrencialidad de febrero de 2004.

También los valores promedios de PT durante la fase de aguas altas ($883 \text{ tn P.año}^{-1}$) así como los anuales ($430 \text{ tn PN.año}^{-1}$) fueron más elevados en Alemania en comparación al resto, en estrecha correspondencia con los niveles de sedimentos en suspensión transportados, que se componen predominantemente de arcilla o limo, capaces de adsorber en superficie al nutriente. Las arcillas poseen además alto contenido de sales de origen deposicional, lo que se traduce en un elevado tenor de sales disueltas, por lo común CaSO_4 o NaCl y MgCl que sostienen la conductividad en promedios de $1435 \mu\text{S.cm}^{-1}$. La elevada salinidad del río Guachipas se debe a la abundancia de afloramientos de sedimentitas terciarias por las que transcurren los ríos que lo conforman que tienen sus nacientes en las últimas estribaciones de las Cumbres del Obispo. Esto indica que la carga de sedimentos transporta importantes cantidades de iones de intercambio adsorbidas a los mismos.

Al contrastar el ciclo anual con el evento meteorológico (tabla 64), surge que ambos tributarios transportaron durante el pico de crecidas mayor carga de fósforo total, lo que se corresponde con el hecho de que al menos el 70% representa fósforo particulado ligado a los sedimentos. La tasa de transporte en masa total de sólidos suspendidos del Guachipas ($4,64 \times 10^6 \text{ tn.año}^{-1}$) y del Arias ($6,32 \times 10^6 \text{ t n.año}^{-1}$) en el pico de crecidas, representaron más del 99 % del transporte total anual respectivo, en estrecha vinculación con la mayor descarga hidráulica estival de ambos (con módulos promedios de $15 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ y $40,29 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$).

La exportación de cargas en ambas subcuencas, respondió a las condiciones hidrológicas extremas, tanto de estiaje como de crecidas (tabla 65); siendo dependientes de los usos principales de la tierra que ambas detentan. La tasa media anual de exportación de nutrientes fue más elevada en la subcuenca del A-A donde el agua de drenaje se enriquece a partir de las tierras agrícolas sometidas a prácticas no conservativas, principalmente el monocultivo del tabaco donde se produce el lixiviado de fertilizantes, y también debido a sistemas colectores cloacales provenientes de

asentamientos urbanos o desechos dispersos, en un área donde las densidades medias varían en el rango entre 15-200 ha/km².

Parámetro	Tasa de exportación Arias-Arenales kg.km ⁻² .año ⁻¹	Tasa de exportación Guachipas (Alemania) kg.km ⁻² .año ⁻¹
NIS	38,38 291*	2,64 18,70*
NT	--- 7385*	--- 628*
PRS	8,72 32,20*	0,38 3,51*
PT	30,43 490,83*	17,97 60,92*
SS	1598 90,47 x 10 ⁴ *	69319 19,41 x 10 ⁴ *

Tabla 65: Transporte promedio en masa de los principales contaminantes en el pico de crecidas 2004 (en asteriscos*) y en el período 1998-2002

En relación a otras cuencas, se aprecia similitudes entre las tasas de exportación de PT (33 tn.año⁻¹ del Arias y 48,4 tn.año⁻¹ del Guachipas), en comparación con la cuenca del San Roque (47,4 t.año⁻¹) considerablemente eutrofizada (Rodríguez *et al.*, 2000). Por otra parte el coeficiente de exportación del nitrógeno inorgánico soluble en el río Arias-Arenales (38 kg km² año⁻¹) equivalió a la mitad del estimado para la cuenca alta del Bermejo (76 kg km² año⁻¹) (Pedrozo y Bonetto, 1989a), a pesar de la considerable diferencia de caudales existente entre ambos. En tanto que el transporte de fósforo reactivo soluble del Arias (8,72 kg km² año⁻¹) se aproximó al registro del río Paraná en Paso de la Patria (Pedrozo y Bonetto, 1989b).

La cuenca activa del río Juramento Superior, aportó al embalse Cabra Corral durante los eventos de torrencialidad temprana alrededor del 60% del nitrógeno inorgánico y fósforo total y cerca del 46% del fósforo reactivo soluble, a través de su tributario principal: el río Arias-Arenales.

El ingreso de nutrientes al embalse a través del río Guachipas durante ambas fases del ciclo hidrológico en estado regular, representó menos del 3% del total; siendo el transporte de sólidos suspendidos durante el estiaje insignificante en ambos cursos lóticos (<1%). Reviste particular relevancia la exportación de sedimentos suspendidos del subsistema del Guachipas durante los eventos meteorológicos.

6. CARGAS DE NUTRIENTES Y MATERIA ORGÁNICA POR SUBCUENCAS

Se cuantificaron los aportes provenientes de las fuentes difusas (carga animal, cultivos y población rural) y de las fuentes puntuales (población urbana) por cada subcuenca de la Alta Cuenca del Río Juramento.

Las unidades de carga representan la cantidad de nutrientes generados por unidad de área y por unidad de tiempo para cada fuente de nutriente en la cuenca de drenaje (kg/km²/año), en las subcuencas I^o: Santa María-Calchaquí-Guachipas (25.748 km²), II^o: Arenales-Arias (2.196 km²), III^o: Toro-Rosario (4.789 km²) y IV^o: Pasaje o Juramento (con 8.085 km²).

Población humana:

La carga orgánica en función de la cantidad de pobladores que viven en asentamientos urbanos de al menos 500 habitantes, según el tipo de tratamiento de los efluentes (mecánico, biológico, con pozo séptico y sin tratamiento) fueron estimados para cada subcuenca y su contribución por unidad de área (tabla 66). La población rural no se discriminó de la población urbana en el análisis en la región árida de la subcuenca Iº, por existir una bajísima densidad $< 1 \text{ hab./km}^2$.

La materia orgánica aportada por la población humana fue superior en la Subcuenca A-A donde se encuentra emplazada la capital de Salta y varias poblaciones con un número de pobladores mayor a 1.500 habitantes. En particular, el Valle de Lerma concentra el 92,15% de la población de tipo urbana, con una densidad media de $31,6 \text{ hab./km}^2$, siendo el departamento Capital el de mayor densidad poblacional $216,9 \text{ hab./km}^2$ (Baumgartner y Cozzi, 1998). Por su parte, la Subcuenca CH presentó la menor carga orgánica debido a su enorme extensión y escasa población (2 hab./km^2). En comparación, las restantes subcuencas, si bien poseen áreas superficiales menores, no presentan asentamientos humanos importantes por lo que tampoco contribuyen significativamente con cargas. El aporte poblacional de materia orgánica es 30% superior en la Subcuenca Arias-Arenales que en la Subcuenca Santa María-Calchaquí-Guachipas (tabla 66).

También la población humana siguió la misma tendencia en relación a los aportes de nitrógeno y de fósforo. La expansión de la urbanización en el Valle de Lerma que en el año 1991 contaba con 448.180 habitantes, concentrando el 51,74 % del total de la provincia, no ha estado acompañado por la infraestructura sanitaria necesaria para el tratamiento de los desechos municipales, lo que se reflejó también en la alta tasa de aportes de ambos nutrientes en la Subcuenca A-A, la cual contribuyó con 111 veces más nitrógeno y 60 veces más fósforo que la Subcuenca Iº.

Los aportes puntuales de origen industrial no han sido considerados en el presente análisis, dado que en el área de estudio tiene escasa relevancia, salvo en la Subcuenca A-A donde en su mayor parte son descargados en forma conjunta con los sistemas cloacales municipales, por lo que de alguna manera estarían reflejados en los datos precedentes.

SUBCUENCAS	DBO ₅ Kg / año / km ²	N total Kg / año / km ²	P total Kg / año / km ²
Iº Sta. María-Calchaquí-Guachipas	0,118	0,029	0,004
IIº Arenales- Arias	3,568	3,210	0,238
IIIº Toro – Rosario	0,399	0,097	0,015
IVº Pasaje o Juramento	0,227	0,056	0,008

Tabla 66: Distribución de la carga de materia orgánica (DBO₅) nitrógeno y fósforo total realizada por la población humana en cada subcuenca de la Alta Cuenca del Juramento

En las cuatro subcuencas, la población humana (urbana y rural) aportó una cantidad de nitrógeno significativamente mayor (3392 kg/año/km^2) al fósforo ($0.265 \text{ kg/año/km}^2$).

Ganadería o carga animal:

El mayor número de cabezas animales por área correspondió a la subcuenca A-A ya que presentó altos valores de densidad en todas las especies avícolas y ganaderas (tabla

67), y la menor cantidad correspondió a la Subcuenca del Pasaje ó Juramento debido a que esta última se encuentra dedicada netamente a las actividades agrícolas.

La mayor fuente de nitrógeno (831,5 kg/año/km²) y de fósforo (242.2 kg/año/km²) provino del ganado vacuno (tablas 68 y 69). Por ende los bovinos producen 47,6 veces más estiércol que las aves, aportando 13,5 veces más nitrógeno y 3,9 veces más fósforo que las aves. El ganado caprino a pesar de no superar una densidad media de 2,67 cabezas por km², contribuyó proporcionalmente con una mayor cantidad de nutrientes (2,77% de N y 1,78% de P) por unidad de peso de estiércol, en varias subcuencas (I°, II° y III°). En términos de magnitudes, representa 87.881.500 kg/año de estiércol con un contenido de 2.434.318 kg N/año y 683.096 kg P/año. Al comparar dicho aporte con el estiércol de bovinos, se aprecia que éste último a pesar de producir 9,8 veces más cantidad solamente aporta 2,2 veces más nitrógeno y 1, 9 veces más fósforo que el ganado caprino.

SUB-CUENCA	Vacuno	Ovino	Porcino	Caprino	Equino	Camélidos	Aves
I°	1,7	2,9	0,1	3,8	0,4	0,5	0,1
II°	13,5	2,3	1,6	2,8	2,0	0,0	70,8
III°	5,0	4,8	0,7	3,7	0,9	0,1	27,9
IV°	5,6	0,2	0,6	0,4	0,4	0,1	0,5
TOTAL	3,51	2,56	0,35	3,08	0,54	0,31	7,25

Tabla 67: Cantidad de cabezas de animales (unidades /km²) discriminadas por tipo de producción animal en cada subcuenca

SUB-CUENCA	Vacuno	Ovino	Porcino	Caprino	Equino*	Camélidos	Aves	TOTAL
I°	65,1	24,4	0,9	74,3	22,9	9,2	0,1	196,9
II°	511,0	19,1	11,9	54,1	139,3	0,2	95,9	831,5
III°	189,2	40,6	5,1	71,5	65,6	1,3	37,8	411,1
IV°	212,3	1,8	4,2	7,5	28,9	0,0	0,7	255,4
TOTAL	132,77	21,53	2,64	59,64	35,36	5,99	9,88	--

(*) incluye ganado mular y asnal

Tabla 68: Aporte de nitrógeno (kg/año/ km²) discriminando por cada tipo de actividad productiva animal en las diferentes subcuencas

SUB-CUENCA	Vacuno	Ovino	Porcino	Caprino	Equino*	Camélidos	Aves	TOTAL
I°	15,5	3,5	0,2	20,8	3,3	2,6	0,1	46
II°	121,7	2,7	2,4	15,2	20,2	0,1	79,9	242,2
III°	45,0	5,8	1,0	20,1	9,4	0,4	31,5	113,2
IV°	50,6	0,3	0,8	2,1	4,2	0,0	0,6	58,6
TOTAL	31,51	3,07	0,53	16,68	5,10	1,68	8,16	--

(*) incluye ganado mular y asnal

Tabla 69: Aportes de fósforo (kg/año/km²) discriminado por cada tipo de actividad productiva animal en las diferentes subcuencas

El análisis de la contribución anual (kg/año) de nutrientes por subcuencas, indica que la subcuenca I° brindó el 46,39% del nitrógeno y el 43,37% del fósforo de origen animal, contenido muy superior al resto de las subcuencas consideradas, en virtud de su enorme extensión (fig.67). En la subcuenca II° se dió el menor porcentaje del nitrógeno total (16,72%) y en la IV° el menor porcentaje de fósforo (17,33%), lo que se debe a la baja densidad de cabezas de ganado en ambas, dada su utilización para agricultura (fig.68).

Carga Total de Nitrógeno (Kg/año)

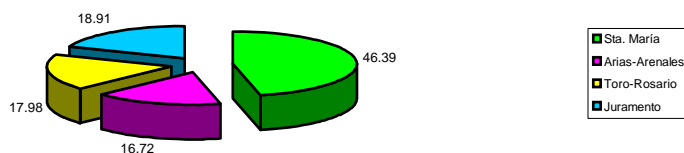


Fig.67: Distribución de la carga total de nitrógeno producido por el ganado en las distintas subcuencas de la Alta Cuenca del Juramento

Carga Total de Fósforo (kg/año)

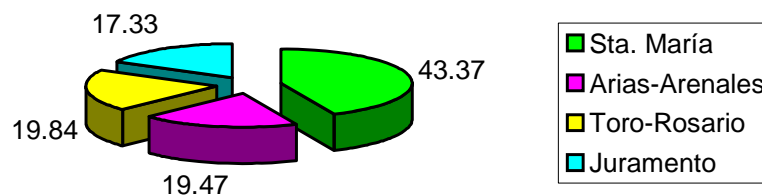


Fig.68 : Distribución de la carga total de fósforo en las distintas subcuencas de la Alta Cuenca del Juramento

Cultivos:

Se consideraron sólo cuatro cultivos principales: tabaco, maíz, poroto y hortalizas. La distribución de los diferentes tipos de cultivos por subcuencas no fue homogénea, correspondiendo la máxima superficie al cultivo extensivo de leguminosas en la subcuenca P-J y de tabaco en la subcuenca A-A (tabla 70).

SUB-CUENCA	POROTO (Ha.)	MAÍZ (Ha.)	TABACO (Ha.)	HORTALIZAS (Ha.)	TOTAL (Ha.)
I°	0	1.088	0	2.414	3.502
II°	9.594	4.254	5.855	2.270	21.973
III°	4.511	2.000	4.634	1.067	12.212
IV°	16.369	13.392	890	1.995	32.646
TOTAL (Ha.)	30.474	20.734	11.379	7.746	70.333

Tabla 70: Distribución de las áreas de cultivos discriminadas por tipo de producción y subcuenca

Al relacionar las contribuciones de los fertilizantes nitrogenados y fosforados y las superficies de cada subcuenca (tabla 71), se obtuvo que la II° aportó más al sistema con 637 kg N /año/km² y 238 kg P/año/km², y en segundo término la subcuenca IV° con 235 kg N/año/km². La segunda contribución de P provino de la subcuenca III° con 55 kg P/año/km², en esta última debido al predominio en la misma del cultivo de tabaco.

La distribución de los cultivos, no obstante es heterogénea. Si consideramos entonces no las áreas totales de las subcuencas sino sólo las áreas de uso agrícola, la magnitud de

Subcuenca	Superficies totales de cada subcuenca			Superficies bajo cultivo de cada subcuenca		
	Km ²	Aportes totales N Kg/año/km ²	Aportes totales P Kg/año/km ²	Km ²	Aportes totales N Kg/año/km ²	Aportes totales P Kg/año/km ²
Iº Sta. María-Calchaquí-Guachipas	25,748	0	0	35,02	0	0
IIº Arenales-Arias	2,196	637	238	219,73	6,591	2,461
IIIº Toro - Rosario	4,789	128	55	122,12	6,761	2,882
IVº Pasaje o Juramento	8,085	235	37	326,46	4,981	777

Tabla 71: Aportes de nitrógeno y fósforo provenientes de la totalidad de los cultivos (kg/año/km²) en función de las superficies totales de cada subcuenca y por superficies bajo cultivo en cada subcuenca

la fertilización agrícola en dichas zonas es mucho más significativa. En este análisis, la subcuenca T-R es la que contribuye en mayor medida con 6,761 kg N/año/km² y 2,882 kg P/año/km² seguido por la subcuenca A-A con 6,591 kg N/año/km² y 2,461 kg P/año/km². Se deduce entonces, la fuerte incidencia que reviste para las subcuencas citadas el cultivo del tabaco y su fertilización.

La pérdida o salida del nitrógeno del sistema, es la diferencia de lo aportado por fertilización y lo sustraído por el consumo vegetal + volatilización. Dicha pérdida o lavado del nitrógeno utilizado en la fertilización de los cultivos basada en el modelo indica que: El tabaco es el cultivo con mayor pérdida de nitrógeno por lavado, con un 43 % de lo añadido en la fertilización. Por su parte, el poroto y el maíz que reciben dosis menores, tienen un consumo equivalente al doble del fertilizante agregado, que sustraen de otras fuentes, con lo que no liberan nitrógeno al sistema (tabla 72). Las hortalizas no dejarían disponible nitrógeno para ser lavado del sistema, por lo que presentan un equilibrio entre lo aportado y lo consumido y/o volatilizado; pero dicha relación puede variar de ser menor el porcentaje real de nitrógeno que se libere efectivamente en forma gaseosa. Se deduce entonces que aquellas subcuencas (Arias-Arenales y Toro-Rosario) que presenten extensiones considerables de cultivo de tabaco, serían las que proporcionen mayor cantidad de nitrógeno por lavado. El volumen de fósforo lavado de la cuenca es poco significativo, ya que en general existe una tendencia a la acumulación del nutriente en los suelos, sobre todo en aquellos suelos que no presentan porcentajes significativos de erosión y en los que se produce el retorno al mismo a partir de los restos de plantas y animales (Thompson, 1974).

Cultivo	Fertilización* Kg/ha	Volatilización* Kg/ha	Consumo* Kg/ha	Lavado Kg/ha
Tabaco	77	3,85	40	33.15
Maíz	50	2,5	100	0**
Poroto	25	1,25	60	0**
Hortalizas***	240***	60***	180***	0***

*Fuente: INTA EEA Salta - Jujuy, 1998

**Los valores indican que la fertilización del maíz y del poroto no aporta nitrógeno por lavado.

***Cálculo efectuado para dos cultivos anuales

Tabla 72: Discriminación de los volúmenes de nitrógeno (kg/ha) correspondientes a cada factor del modelo de lavado

La comparación de las diferentes fuentes de nutrientes indican que la ganadería sería la que contribuye en mayor medida en todas la subcuencas; en segundo término lo sería la agricultura, excepto en la subcuenca CH donde dicha práctica es insignificante (tabla 73). En el caso del fósforo, existió la misma tendencia. Cabe aclarar, que las cargas animales se estimaron en función de la masa total de estiércol producida por especie y por año, y según el grado de concentración de nutrientes y materia orgánica relativa que aportaron; siendo el contenido de nutrientes en las excretas animales superior al humano (este último cuenta además con algún tipo de tratamiento de las deposiciones).

Por lo tanto, la población humana no representó un aporte significativo de macronutrientes (nitrógeno y fósforo) a nivel de cuenca, en razón de que la mayor parte se concentra en el departamento Salta Capital, provistos de al menos tratamiento secundario con una considerable remoción de nutrientes. El ganado, por su capacidad de concentrar los nutrientes en las excretas es la principal fuente difusa de nitrógeno y de fósforo y los cultivos son la segunda fuente difusa en importancia de nutrientes. La subcuenca A-A es la que presenta la contribución areal (por km²) de mayor relevancia (fig. 69) dada su densidad poblacional y actividad económica.

Subcuenca	Nitrógeno			Fósforo		
	Población Total Aportes	Ganado Aportes	Cultivos Aportes	Población Total Aportes	Ganado Aportes	Cultivos Aportes
	Kg/año/km ²			Kg/año/km ²		
Iº Sta. María- Calchaquí - Guachipas	0,029	196,80	0*	0,004	46,01	0*
IIº Arenales-Arias	3,210	831,67	637*	0,238	242,13	238*
IIIº Toro-Rosario	0,097	410,09	128*	0,015	113,17	55*
IVº Pasaje o Juramento	0,056	255,51	235*	0,008	58,55	35*

* para un cultivo anual de maíz, poroto y tabaco y 2 cultivos anuales de hortalizas.

Tabla 73: Comparación de las diferentes fuentes puntuales y no puntuales de de nitrógeno y fósforo por subcuencas

La subcuenca del A-A es la que genera mayor proporción de nutrientes tanto a partir de fuentes puntuales como difusas, y en orden decreciente las subcuencas del T-R y P-J. En comparación, los porcentajes de aportes de la Subcuenca del Santa María-Las Conchas-Guachipas son los más bajos, representando un 7% de N y el 6% de P (kg/año/km²).

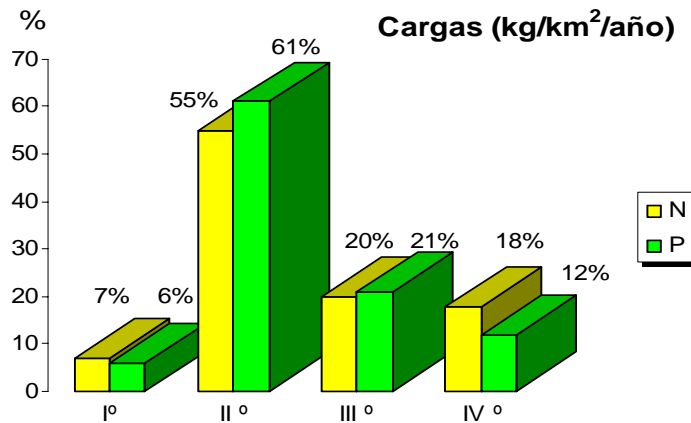


Fig. 69: Cargas totales de nutrientes (kg/año/km²) en cada subcuenca de la ACJ

7. EMBALSE EL TUNAL

El embalse El Tunal se sitúa sobre el río Juramento a 200 km al sudeste de la ciudad capital de la provincia de Salta, a una altura de 460 m.s.n.m. (mapa 13).

La cuenca del río Juramento regulada por el embalse tiene un desarrollo de 6.200 km², registrando un módulo medio de 40 m³.s⁻¹. Son afluentes al embalse, además del río Juramento, los ríos Medina y San Ignacio, los cuales por sus características hidrológicas presentan un aporte de material sólido variable en el tiempo en función de la magnitud e intensidad de las precipitaciones. La capacidad actual del embalse en la cota al umbral del vertedero (472 m.s.n.m.) alcanza los 147 hm³. La acumulación de sedimentos llegó en 1996 los 3 m. de espesor, siendo mayor en la región proximal de la presa mientras que en los sectores distales existe una tendencia progresiva a desdibujar los rasgos fluviales originales y una incipiente generación de formas deltaicas en el ingreso de los ríos Juramento y Medina (EVARSA, 1996). El volumen total de depósitos en el embalse asciende a los 23 hm³.

7.1. PRINCIPALES PARAMETROS FÍSICOQUÍMICOS DEL EMBALSE EL TUNAL

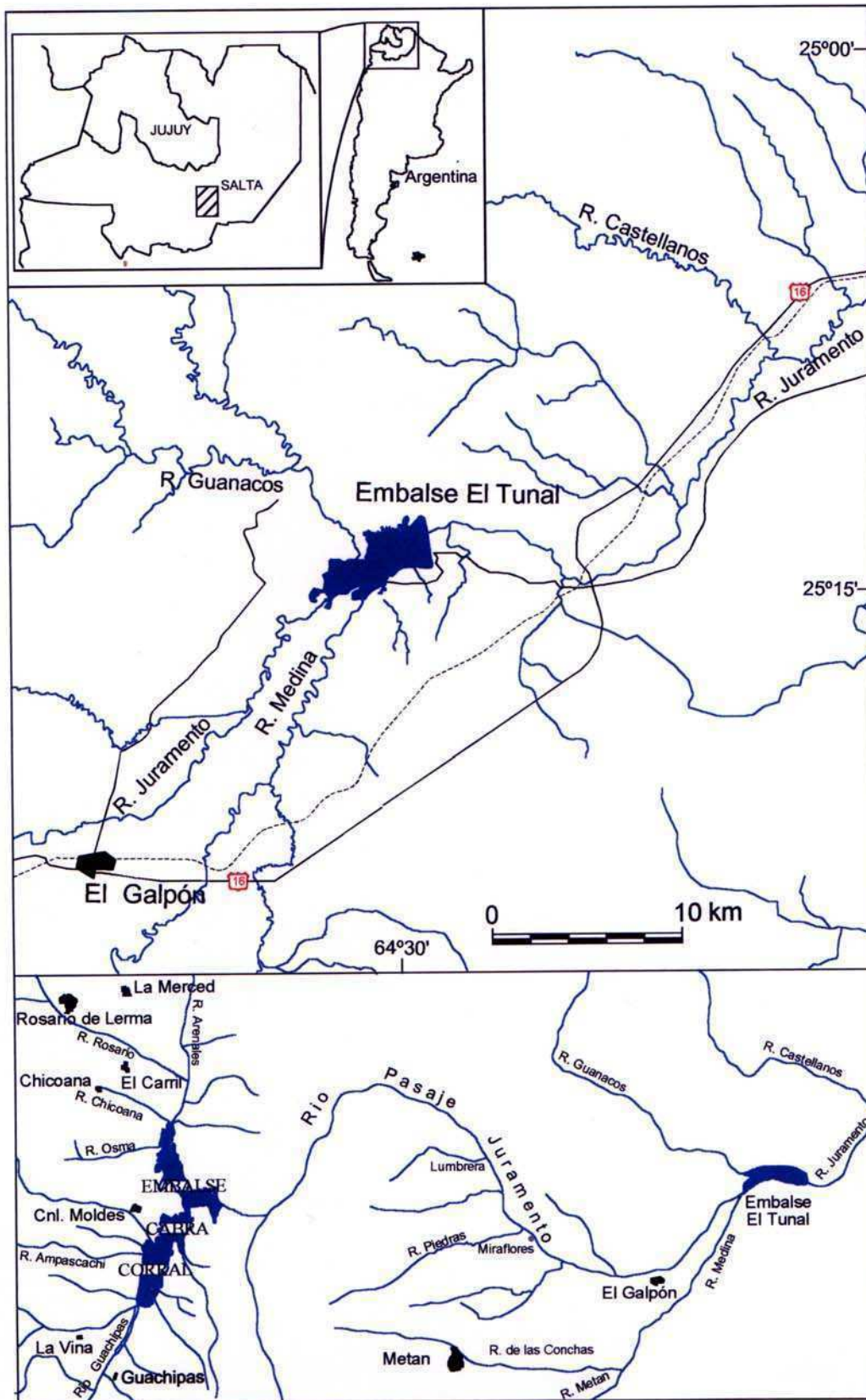
La situación promedio del embalse durante el periodo 1997-1999, no presentó diferencias estadísticas entre los sitios muestreados (tabla 74).

Ambos sitios del embalse no se diferenciaron entre sí, dado el reducido tamaño del reservorio que homogeiniza las condiciones en la columna de agua produciendo similares valores en las variables limnológicas medidas en ambos sitios, con excepción de la turbidez que es mayor en el ingreso del río Juramento.

El porcentaje de oxígeno disuelto, por lo general presentó valores muy altos cercanos al nivel de saturación, en parte debido a la actividad fotosintética de las algas por la reducida turbidez y en parte por la presencia de un viento moderado que favorece la mezcla de la masa de agua y los procesos de difusión del oxígeno atmosférico.

En general la conductividad fue más alta en el tributario por el enriquecimiento de sus aguas con iones que transporta a partir de su paso por rocas terciarias.

La relación de nutrientes solubles N/P fue por lo general baja (media 5,77 mg/L), siendo el valor más alto registrado (31,70 mg/L) en el ingreso del río en el mes de mayo de 2002 a partir de aportes alóctonos. No obstante ésto, el valor más alto de pigmentos fotosintéticos se produjo en la presa en el mes de mayo de 2001. En general, la época del año con mejores registros de biomasa fue el otoño (mes de mayo) al estabilizarse la masa de agua una vez que el embalse logra el mayor volumen.



Mapa 13: Cuenca de drenaje del Embalse El Tunal.

Variable	Promedio \pm D.S.	Mediana	Valor máximo	Valor mínimo
pH	8,52 \pm 0.54	8,63	9,31	6,54
conductividad	565,52 \pm 63.96	568	706	365
T°C	24,15 \pm 3.77	25	29,90	16,60
O ₂ disuelto (mg/L)	7,64 \pm 2.63	7,86	13,36	3,12
% O ₂ disuelto	87,63 \pm 26.13	91,85	130	41,20
Turbidez	18,81 \pm 28.99	10,70	181	1,78
ST (mg/L)	375,62 \pm 58.01	370	489	255
STS (mg/L)	25,48 \pm 27.98	14,59	111	1,00
STD (mg/L)	350,14 \pm 64.16	349,50	451	183,67
Alcalinidad (mg Ca CO ₃ /L)	176,64 \pm 13.41	172,30	197,88	159,60
CO ₃ ²⁻ (mg/l)	17,13 \pm 5.34	15,96	25,26	9,12
HCO ₃ ⁻ (mg/l)	180,68 \pm 16.37	175,45	213,01	166,90
Dureza total (mg CaCO ₃ /l)	172,697 \pm 13.31	177,24	189,88	151,56
Calcio	51,35 \pm 7.98	51,36	65,68	35,36
Magnesio	12,405 \pm 4.09	14,225	17,98	6,16
Cloruros	27,38 \pm 6.08	27,60	36	19,60
Sulfatos	85,58 \pm 6.24	86	94	72
Amoníaco N-NH ₃ (mg/L)	0,066 \pm 0,04	0,05	0,17	0,01
Nitritos N-NO ₂ (mg/L)	0,0032 \pm 0,002	0,003	0,01	0,003
Nitratos N-NO ₃ (mg/L)	0,17 \pm 0,24	0,10	1,20	0,001
PRS (mg/L)	0,06 \pm 0,03	0,05	0,14	0,01
PT (mg/L)	0,15 \pm 0,10	0,14	0,41	0,02
Clorofila a (mg/L)	28,90 \pm 35,72	16,67	186,25	3,15
Transparencia (m)	1,044 \pm 0,58	1,00	2,80	0,15
DQO (m O ₂ /L)	14,69 \pm 12,51	10,50	49	1,00

Tabla 74: Promedios de las variables limnológicas correspondientes al embalse El Tunal durante el período 1998-2004

INGRESO DEL RÍO JURAMENTO AL EMBALSE EL TUNAL

El sitio del embalse situado en la entrada del río Juramento presentó una turbidez mayor (29,61 NTU) en comparación con la presa (10,01 NTU). La turbidez, así como el contenido de sólidos totales y suspendidos presentaron valores relativamente bajos, con total dependencia de las fases del ciclo hidrológico, registrándose las concentraciones máximas durante los episodios de pluviosidad entre fines de diciembre a marzo.

PRESA EL TUNAL

En la zona de la presa propiamente dicha, las variables limnológicas medidas no contrastaron con los valores obtenidos en la cola del embalse. El embalse se comportó como una unidad muy homogénea, y sólo se pudo registrar alguna variación cuando el análisis se efectuó en función de las fases del ciclo hidrológico (tabla 75).

Variable	Fase	nivel signif.
T°C	E = 22,58 a C = 27,53 b	T = 6,79 0,0001
% O.D.	E = 9,03 a C = 76,30 b	W = 199 0,05
O.D. (mg/L)	E = 8,45 a C = 5,90 b	T = -3,20 0,0027
Turbidez	E = 12,01 a C = 31,44 b	W = 384 0,0059
ST	E = 390,79 a C = 345,29 b	W = 210 0,0152
STD	E = 368,29 a C = 313,83 b	W = 202,5 0,0086
Transparencia	E = 1,19 a C = 0,78 b	T = -2,14 0,0394

Tabla 75: Comparación de fases del ciclo hidrológico en el embalse El Tunal en el período 1998-2004

Las diferencias entre fases del ciclo demuestran como las variables fisicoquímicas expresan las condiciones ambientales, dado que por caso la mayor temperatura del período de crecidas se condice con el período del estío y entonces se solubiliza menor cantidad de oxígeno, e incrementa la turbidez y se reduce la transparencia relativa y el contenido salino por efecto de dilución al aumentar el volumen de la masa de agua.

La alcalinidad tuvo también su máxima en aguas bajas ($184,06 \pm 11,34$), momento en el cual también se dio el valor de pH más elevado. La actividad fotosintética genera incrementos de pH y por ende favorece el incremento de los aniones débiles en solución (fig.76). La dureza ($175,41 \pm 10,77$) y el contenido de Mg^{2+} ($15,30 \pm 1,45$) fueron también más elevadas durante la fase de aguas bajas.

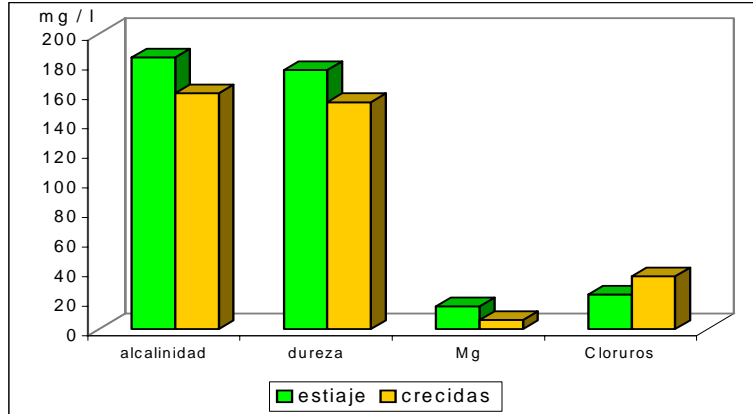


Fig. 70: Valores promedios de variables limnológicas en ambos períodos del ciclo hidrológico en el embalse El Tunal

El ión magnesio tanto en el reservorio como en el río Juramento propiamente dicho, presentó una concentración característica de rocas carbonatadas (7,8 mg/L) a salinas (68 mg/L) y superó el promedio global (Meybeck and Helmer, 1989).

Los cloruros en cambio, incrementaron durante las crecidas ($35,75 \pm 0,35$) con lo que se diferenció de la tendencia general de los cationes principales a diluirse con el aumento de la descarga de los ríos (Meybeck *et al.*, 1996). El dique El Tunal recibe como afluentes tanto al río Juramento como al Medina (y sus tributarios Yatasto, Las Conchas y Metán), cuyas aguas transcurren por rocas terciarias que afloran en el flanco occidental del valle de Metán, en las cercanías de Lumbreras, contribuyendo con apreciables tenores de iones principales. La química de los reservorios depende primariamente del balance hidrológico de los mismos, pero también refleja la química de sus tributarios (Fraser *et al.*, 1995).

La concentración de clorofila *a* se correlacionó positivamente tanto con el oxígeno disuelto ($r=0,928$, $p<0,05$) como con los sólidos totales disueltos ($r=0,886$, $p<0,05$) y en forma negativa con la turbidez ($r=0,878$, $p<0,05$). Por su parte, el aumento de turbidez en el agua no se vinculó con incrementos en la alcalinidad (y bicarbonatos o carbonatos), con lo que pareciera que los sedimentos no contribuyeron significativamente con sales calcáreas solubles, sino antes bien con magnesio, dado que este ión se relacionó en forma muy significativa con los sólidos suspendidos ($r=0,975$, $p<0,001$) y su origen podría ser mayormente antrópico (fertilizantes transportados durante el período de crecidas), aunque se estima que su concentración suele no estar fuertemente influenciada por las actividades antropogénicas, por lo cual no se lo usa habitualmente como indicador de polución (Meybeck, 1989).

El agua del dique puede clasificarse como dura a muy dura según los valores registrados ($172,55 \pm 15$ mg Ca CO_3 /L) (máximo 189,88 y mínimo 155,77) en comparación con la clasificación de Dufor & Becker (1964), y se podría aseverar que la misma se debe mayormente a sales de magnesio, en virtud de existir una correlación positiva entre la dureza y el magnesio ($r=0,865$, $p<0,05$) y no entre ésta y el Ca^{+2} . Aquí se cumple, no obstante, al igual que en la mayoría de las aguas dulces, que la concentración de magnesio sea más baja que la del calcio (Livingstone, 1963), debido a ser éste menos disponible en solución en el agua (Hem, 1970).

También existió una relación positiva entre el contenido de los aniones principales y la concentración de sólidos totales y disueltos: Cl^- ($r=0,835$, $p<0,05$) y SO_4^{2-} ($r=0,91$, $p<0,01$).

En las regiones semiáridas en general, la fuente principal de suplemento de ambos iones suele ser el agua residual de riego.

La comparación de sitios en función de las dos fases del ciclo hidrológico no indicó diferencias significativas en la mayoría de los factores, excepción de la temperatura que fue más elevada en ambos sitios en las crecidas, siendo de 27,42°C en la presa y de 27,63°C en el ingreso del Juramento, en comparación con el estiaje cuando se tuvo 22,50°C y 22,67°C, respectivamente ($F=7,65$; $p=0,0004$).

Además, se diferenció el tenor de oxígeno disuelto que fuera similar en las crecidas en ambos sitios (5,90 mgO₂/L) y diferente de la presa en estiaje (9,55) y en el ingreso del tributario (5,89 mgO₂/L)($F=4,72$; $p=0,032$).

7.2. COMPOSICIÓN DE LA FICOFLORA DEL EMBALSE EL TUNAL

El análisis de los grupos algales existentes durante el período de muestreo, indica un predominio general de la Clase Bacillariophyceae en ambos sitios, debido mayormente, a la alta proporción del género *Aulacoseira granulata* en sus dos variedades : *A. granulata* var. *granulata* y *A. granulata* var. *angustissima* (fig.71). Como subdominantes *Cyclotella meneghiniana* y *Cyclotella stelligera*.

Las Criptófitas se encontraron representadas en segundo término, con valores entre el 12,83% en el ingreso del Juramento y 22,67% en la presa. Las especies más frecuentes fueron *Cryptomonas erosa*, *C. marsonii*, *Rhodomonas minuta* y *Rh. lacustris*. Las Clorófitas en tercer término con *Chlamydomonas globosa*, varias especies de *Monoraphidium* (*M. minutum*, *M. pusillum*, *griffithii* y *M. circinale*) y de *Oocystis* (*O. parva*, *O. solitaria*, *O. naegeliana*) y las especies coloniales de *Sphaerocystis schroeterii*, *Coenococcus planctonicus*, *Schroederia setigera*, *Closterium moniliferum*, *Pediastrum duplex* y *P. simple*:

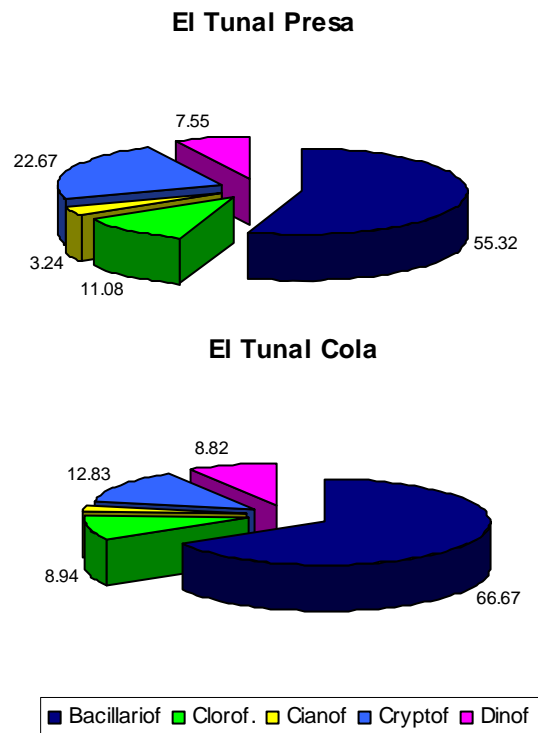


Fig. 71: Composición porcentual de la ficoflora del Embalse El Tunal

Las Dinófitas tuvieron un alto porcentaje en ambos sitios, debido a que en el período comprendido entre fines de 2000 a 2002 presentaron varios pulsos de floraciones, al igual que el embalse C. Corral, de allí que presentaran una abundancia total que oscilara entre el 8,82% en el ingreso del Juramento a 7,55 % en la presa. Aparte de ese pulso, *Ceratium hirundinella* no fue una especie habitual del embalse, sino que el grupo estuvo representado más bien por pequeñas cantidades de *Peridinium gatunense* y *P. volzoi*.

El grupo de las Cianófitas estuvo en quinto lugar en ambos sitios, con valores inferiores al 4%, siendo los géneros más frecuentes: *Anabaena flos-aquae*, *A. spiroides*, *Anabaena circinalis*, *Chroococcus limneticus*, *Lyngbya limnetica*, *Merismopedia (M. convoluta, M.marssonii, M. minima, M. punctata y M.tenuissima)*

Las Euglenófitas y Cryptófitas tuvieron una escasa presencia que no superó el 0,2%, respectivamente.

El embalse se caracterizó por presentar 59 especies abundantes y 106 raras, tal como se pudo apreciar en el Cabra Corral. Se entiende por especies abundantes aquellas que estuvieron en al menos el 10% de las fechas.

Se identificaron un total de 165 especies fitoplanctónicas, distribuidas de la siguiente manera por grupos: 45 spp. de diatomeas, 64 spp. de Clorófitas, 30 spp. de Cianobacterias, 10 spp. de Cryptófitas, 9 spp. de Euglenófitas, 3 spp. de Crisófitas y 4 de Dinofíceas. La cantidad de especies en los distintos grupos taxonómicos se detalla en la tabla 76.

Grupo Taxonómico	Ingreso río Juramento	Presa
Bacillariophyceae	41	26
Chlorophyceae	48	56
Zygothryxaceae	5	8
Euglenophyta	6	5
Cryptophyceae	9	8
Chrysophyceae	3	2
Dinophyceae	3	4
Cyanobacterias	25	24
Total de especies	140	133

Tabla 76 : Composición específica de los grupos taxonómicos presentes en cada sitio del embalse El Tunal

La cantidad total de especies identificadas (165 spp.) supera los registros obtenidos, tanto para el embalse El Cadillal (45 spp.), como de Río Hondo (72 spp.) (Seeligmann y Tracanna, 1994; Tracanna *et al.*, 1994). La distribución por fechas de ambos sitios se muestra en la figura 72, donde se aprecia la presencia relativamente superior de las diatomeas, que aún en la presa tienen una abundancia mayor al 40% en 12 fechas, y salvo en octubre de 2002 cuando la cantidad fuera muy baja (7 ind./mL) por la presencia de la floración del dinoflagelado, situación que se repitió también en octubre de 2003, siempre estuvo en cantidades apreciables.

Las clorófitas en cambio, en raras ocasiones llegaron a presentar abundancias cercanas al 40%, sobre todo en la presa, tal como se aprecia en febrero de 2001 (40,04%) y en febrero de 2002 (37,85%), dado que en la mayor parte del seguimiento los valores fueron bajos (< 6%) a diferencia de los embalses de Tucumán.

Por su parte, las Cryptófitas fueron constantes en ambos sitios, y no denotan un patrón de distribución cíclico.

Las Cianófitas tuvieron mayor abundancia en el mes de febrero de 2001 en la cola del embalse, cuando *Gomphosphaeria lacustris* (214 ind/mL) alcanzó cierta numerosidad.

Las especies de *Microcystis*: *M. aeruginosa* y *M. flos-aquae*, entre otras tuvieron una aparición esporádica.

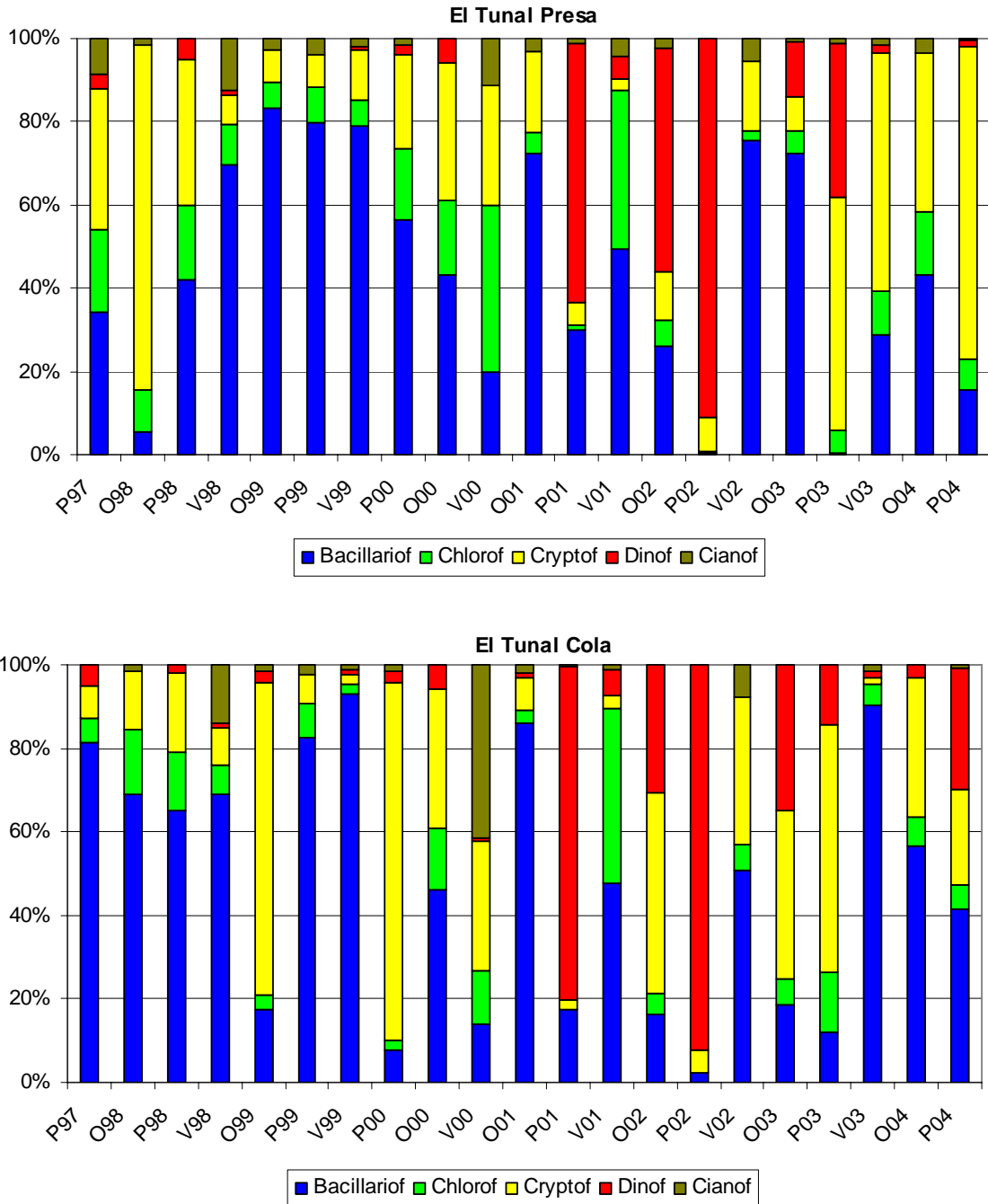


Fig.72: Composición porcentual de grupos algales en las diferentes fechas de muestreo en el periodo 1998-2004

Las Cianobacterias alcanzaron un incremento en la primavera de 1998, que continuó en el verano del año siguiente, en correspondencia con las menores relaciones de N/P registradas en ese momento, que le proporcionaron predominio debido a poseer la ventaja fisiológica adaptativa, de poder fijar el nitrógeno molecular. En los años siguientes cuando comenzó la floración del dinoflagelado, la abundancia de *Anabaena* spp. no superó los 100 ind/mL.

No hubo concordancia entre períodos estacionales en ambos sitios, dado que un pulso prolongado de incremento en la abundancia de las Criptófitas, iniciado a fines del verano de 1998 en la presa, y con un máximo en otoño del mismo año, no se produjo en el ingreso del río Juramento. El comportamiento como sistema lótico deltaico de este último sitio, determinó que las diatomeas pennadas aparecieran dos veces (a fines del verano y en el otoño de los respectivos años), cuando ingresa mayor caudal en el tributario, hecho que va acompañado de mayor turbulencia y turbidez relativas. Idéntico comportamiento se produce en otros embalses del noroeste, tal el caso del embalse Río Hondo (Tracanna *et al.*, 1996).

En la cola del embalse se produjo una floración de *Aulacoseira granulata* y su variedad *A.gr. var angustissima* en el mes de mayo de 1999 cuando alcanzó una densidad de 32.746 ind/mL, constituyéndose en la única floración de la especie registrado durante el período de estudio. Ante la aparición y florecimiento de *Ceratium* desde mediados de mayo de 2000, las especies, en especial *Aulacoseira* son prácticamente desplazadas, acompañando un descenso general de la densidad algal en ambos sitios.

La densidad algal (ind./mL) tuvo su mínimo valor muestral en noviembre de 2003 en el ingreso del Juramento con 335 ind/mL y de 389 ind/mL en la presa, en mayo de 2004. Los máximos valores para el primer sitio se produjo en marzo de 1998 (con 34170 ind/mL) y en la presa en junio de 1999 (con 3672 ind./mL) (tabla 77) .

Parámetro	Ingreso Juramento x̄ (min – máx.) mediana	Presa x̄ (min – máx.) mediana
Densidad algal (ind./mL)	5202,62 (335 – 34170) 2480	3992,24 (389 – 24830) 2225
Diversidad S.& W (bits. ind ⁻¹)	2,12 (0,56 – 3,50) 1,90	2,06 (0,58 – 2,95) 2,01
Riqueza específica fitoplancton	21,76 (6,00 – 41) 19,00	22,86 (7,00 – 43) 23,00
Equitat. Fitoplanct.	0,49 (0,81 – 0,03) 0,46	0,47 (0,68 – 0,21) 0,48

Tabla 77; Valores de los principales atributos ecológicos de la comunidad del fitoplancton en el embalse El Tunal en el período 1998-2004

El embalse El Tunal tampoco diferenció en el análisis estadístico, las variables bióticas en función de las estaciones climáticas. No obstante, tanto la concentración de clorofila a como el índice de diversidad de Shannon tendieron a ser mayores durante el otoño de los respectivos años. Las diatomeas y criptófitas tendieron a ser mayores a fines del invierno y comienzo de la primavera en concomitancia con el período de desestratificación térmica del embalse. Las clorófitas, cianófitas y euglenófitas tendieron a presentar mayores valores durante el verano; momento en el cual las dinófitas presentaron los valores más bajos, prosperando mejor durante la primavera, que en la región es muy cálida y calma.

Si bien, tampoco se diferenciaron los parámetros bióticos en función de los períodos del ciclo hidrológico, se puede apreciar que hubo una tendencia a incrementar la biomasa (clorofila y densidad) durante el período de estiaje, en tanto la diversidad tendió a ser ligeramente mayor durante el período de crecidas, en concomitancia con el enriquecimiento de aportes alóctonos de nutrientes y materia orgánica. De hecho, los valores de riqueza específica fueron significativamente mayores durante las lluvias (25,79 spp.) en relación al estiaje (20,57 spp) (tabla 78).

Variable	Período	Nivel significación
Densidad Algal (ind./mL)	E = 5347,75 C = 3096,79	No signif.
Clorofila a (mg.m ⁻³)	E = 31,04 C = 24,62	No signif.
Diversidad spp. (bits ⁻¹)	E = 2,04 C = 2,20	No signif.
Equitatividad	E = 0,47 C = 0,48	No signif.
Riqueza	E = 20,57 C = 25,79	F = 5,02 0,05

Tabla 78: Comparación de atributos de las comunidades algales en función de los períodos del ciclo hidrológico

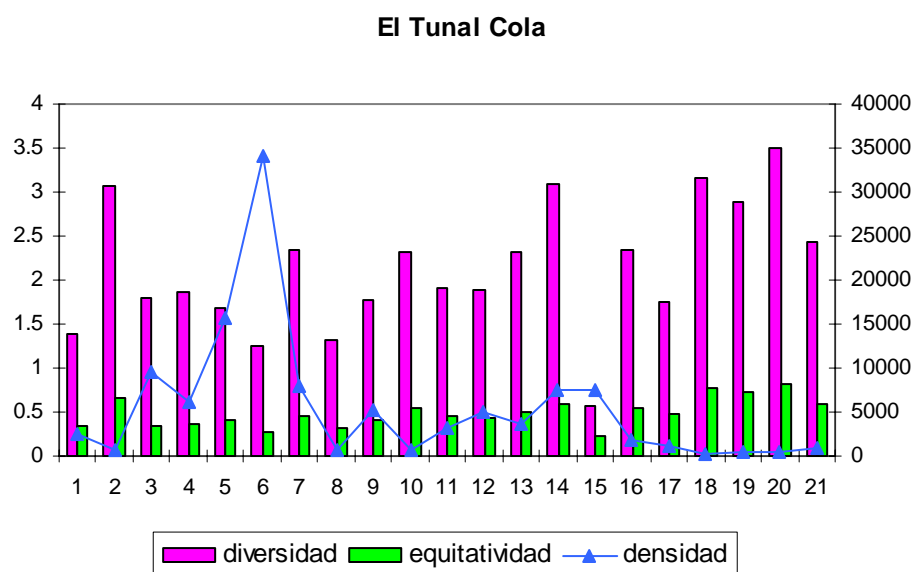
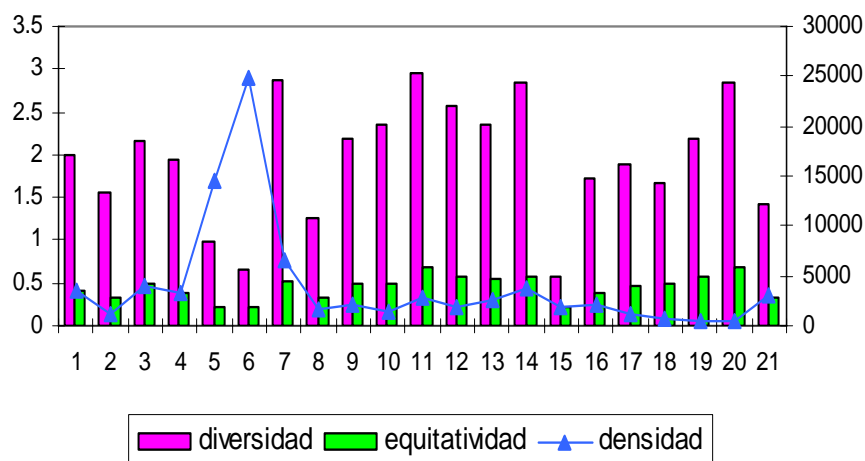


Fig.73: Variación de la densidad y diversidad específica en el Embalse El Tunal

El Tunal Presa



El Tunal se diferenció significativamente del embalse Cabra Corral en la conductividad ligeramente más alta en función de su ubicación en la parte inferior de la cuenca. En la temperatura media más elevada en función de su enclave en el chaco salteño a menor altitud sobre el nivel del mar. En los valores de sólidos totales, suspendidos y disueltos por su ubicación topográfica y por el impacto de las prácticas recientes de desmonte (tabla 78).

Parámetro	Cabra Corral N=63	El Tunal N=42	niv. signif.
conductividad ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	423,10	565,52	T=11,50 0,0001
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	22,50	24,15	T=2,23 0,027
Sólidos Totales (mg/L)	278,63	375,62	T=8,74 0,0001
S.T.S. (mg/L)	13,05	25,48	W=2909,5 0,0001
S.T.D. (mg/L)	261,82	350,14	T=7,51 0,0001
Transparencia (m)	2,15	1,04	T=6,22 0,0001
N.I.S. (mg/L)	0,40	0,23	W=1814 0,007
P.T. (mg/L)	0,29	0,15	T=2,89 0,005
NIS /P-PRS (mg/L)	10,90	5,77	no signif.

Clorofila a (mg. m ⁻³)	37,95	28,90	no signif.
Densidad algal (ind./mL)	2080,46	4597	W=2533 0,00446

Tabla 78: Comparación de variables limnológicas de embalses de la Alta Cuenca del Juramento

No obstante, el embalse El Tunal presentar menor concentración relativa de nutrientes, presentó mayor densidad celular del fitoplancton (que deberá ser corroborada por cálculos de biovolumenes celulares), y que no se correspondieron con los datos de biomasa medidos como clorofila a.

8. COMPARACIÓN DE INDICES BIÓTICOS EN AMBOS EMBALSES

Se estimó el Índice de Pantle & Buck en ambas presas, en cada una de las fechas de muestreo. Los resultados correspondientes al embalse Cabra Corral se detallan en la tabla 79 y en la fig.74.

Muestras	Fecha	C.C. Arias	C. C. Guachipas	C.C. Presa
1	nov. 1997	2,41	2,63	3,06
2	feb. 1998	2,19	2,32	2,45
3	mayo 1998	2,18	2,39	2,91
4	nov. 1998	2,29	2,32	2,49
5	feb. 1999	2,13	2,24	2,27
6	may. 1999	2,46	2,65	2,36
7	nov. 1999	2,18	2,18	2,23
8	feb. 2000	2,55	2,37	2,11
9	may. 2000	2,72	2,83	2,70
10	oct. 2000	2,58	2,70	2,85
11	feb. 2001	2,85	3,46	3,13
12	may 2001	2,21	2,90	2,31
13	oct. 2001	2,03	2,19	2,29
14	feb 2002	2,80	2,98	2,84
15	may. 2002	2,48	2,32	2,29
16	oct 2002	2,67	2,91	2,93
17	feb 2003	2,89	2,94	2,88
18	may 2003	2,41	2,81	2,49
19	oct 2003	2,92	2,79	2,50
20	feb 2004	2,10	2,79	2,56
21	may 2004	2,72	2,98	2,31
22	oct 2004	2,26	2,74	2,00

Tabla 79: Valores del Índice de Saprobiidad en las diferentes fechas y sitios del embalse Cabra Corral

Los sitios del embalse no se diferenciaron en forma significativa en cuanto a los valores del índice. No obstante, el ingreso del Guachipas tuvo la mayor frecuencia de situaciones de α -mesosaprobiedad (63,64%), en comparación con un valor del 59,09 % en el ingreso del Arias y uno de 54,55% en la presa.

Los valores del índice en su mayor parte reflejaron una situación de α -mesosaprobiedad, más acentuado en los momentos de la floración de *Ceratium hirundinella* (años 2000-2001). No existió situaciones de polisaprobiedad en ninguna fecha ni sitio.

El análisis del índice en función de los períodos del ciclo hidrológico y de los sitios de embalse no arrojaron diferencias significativas (tabla 80). A pesar de la extensa superficie del embalse (115 km²) se dió una homogeneización general de las variables bióticas. No existió interacción entre factores (sitios y períodos) (ANOVA dos factores).

		Promedios P. & B.	F	
			1,18	0,328
Factor 1 = Sitios	C.C.Arias C.C.Presa C.C.Guachipas	2,45 2,54 2,64	1,81	0,173
Factor 2= Período	Estiaje Crecidas	2,51 2,58	0,80	0,376
Interacción Factor 1 x Factor 2	C.C.Arias estiaje C.C.Arias crecidas C.C.Presa Crecidas C.C.Presa Estiaje C.C.Guachipas Estiaje C.C.Guachipas Crecidas	2,42 2,48 2,54 2,54 2,56 2,71	0,32	0,730

Tabla 80: Cuadro de Análisis de la Varianza de dos factores realizado con datos de la variable Pantle & Back en el Embalse Cabra Corral (N= 66)

El análisis de los valores del índice por fechas se puede apreciar en al figura 74. El valor más alto (promedio =3,15) se registró en febrero de 2001 y los restantes valores estimados oscilaron entre una condición alfa a betamesosaprobía en los tres sitios (fig.74).

Índice de P&B en el Embalse Cabra Corral

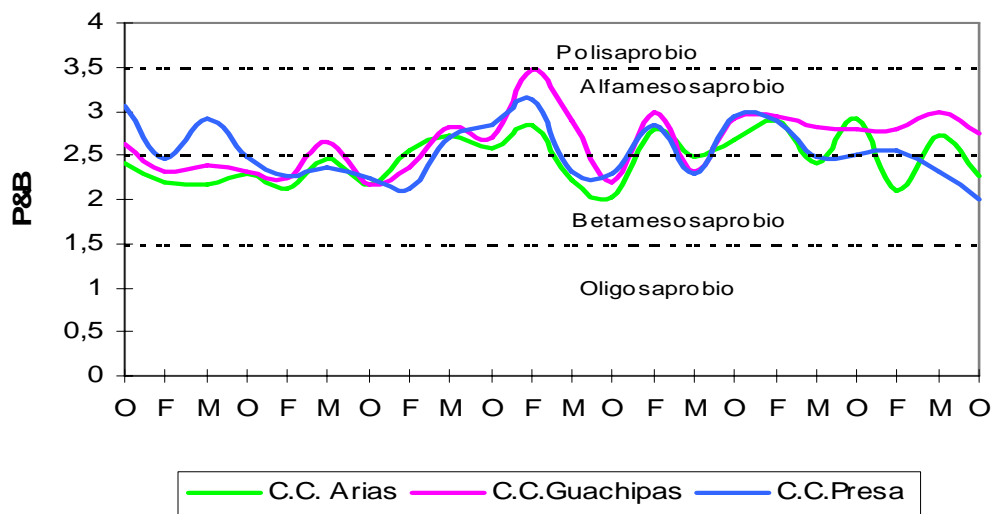


Fig. 74: Variación del índice de P. & B. en los meses de muestreo (período 97-04)

El índice de Pantle & Buck aplicado al embalse El Tunal indicó mayor número de situaciones en las cuales, tanto la presa como el ingreso del río Juramento, presentaron una situación de β -mesosaprobiedad (en el 72,73% y 77,27%, respectivamente); sin diferenciarse estadísticamente entre ambos sitios ni períodos del ciclo hidrológico (tabla 81, fig.75).

Muestras	Fecha	Tunal-Cola	Tunal-Presa
1	nov. 1997	2,03	2,02
2	feb. 1998	2,24	2,27
3	mayo 1998	2,06	2,53
4	nov. 1998	3,19	2,28
5	feb. 1999	2,66	2,43
6	may. 1999	2,49	2,19
7	nov. 1999	2,38	2,07
8	feb. 2000	2,15	2,07
9	may. 2000	2,07	2,26
10	oct. 2000	2,75	2,79
11	feb. 2001	2,50	2,40
12	may 2001	2,05	2,08
13	oct. 2001	2,86	2,76
14	feb 2002	2,50	2,48
15	may. 2002	2.68	2,61
16	oct 2002	2,93	2,92
17	feb 2003	2,15	2,12
18	may 2003	2.44	2,55
19	oct 2003	2,22	2,40
20	feb 2004	2,10	2.15
21	may 2004	2,13	2,13
22	oct 2004	2,35	2,06

Tabla 81: Valores del Índice de Saprobiedad en el embalse el Tunal

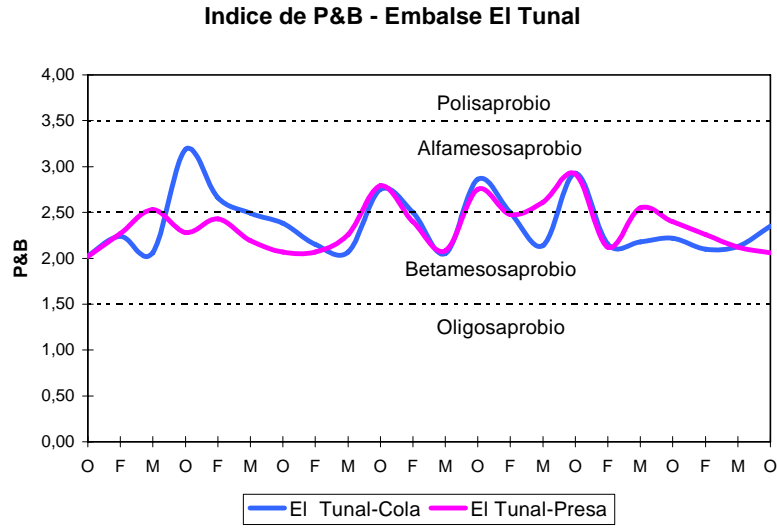


Fig. 75: Índice de Saprobiadad de P. & B. en el embalse El Tunal

En el embalse El Tunal no existió interacción entre el factor sitios y el factor período del ciclo hidrológico. Solamente se observan diferencias significativas al considerar el período. El mayor promedio del índice se observó durante el estiaje (tabla 82),

		Promedios P. & B.	F	P
			2,15	0,109
Factor 1 = Sitios	Tunal Cola Tunal Presa	2,45 2,36	0,94	0,338
Factor 2= Período	Estiaje Crecidas	2,50 a 2,30 b	4,91	0,032
Interacción Factor 1 x Factor 2	Tunal Cola Crecidas Tuna Presa Crecidas Tunal Presa Estiaje Tunal Cola Estiaje	2,30 2,31 2,41 2,59	1,02	0,318

Tabla 82: Cuadro de Análisis de la Varianza de dos factores realizados con índices de P. & Back en el embalse El Tunal (N=44).

El contraste entre sitios de ambos embalse dio diferencias significativas (tabla 83), destacándose la presa del Tunal como el sitio con menores valores, y el ingreso del Guachipas del Cabra Corral como el sitio con los valores más altos. Aunque no se diferenciaron las épocas del ciclo hidrológico.

Sitio	Promedio P. & B.	F	p ≤
Tunal Presa	2,33 a	3,47	0,0107
Tunal Cola	2,39 a b		
C.C.Arias	2,46 a b		
C.C.Presa	2,56 a b		
C.C. Guachipas	2,65 b		

Tabla 83: Comparación del Índice de Saprobiidad de P.& B. en los embalses de la Alta Cuenca del Juramento

Ambos embalses muestran una situación de homogeneidad en cuanto a su estado de saprobiidad, a pesar de que las variables morfohidrométricas de ambos distan mucho de ser similares.

9. FITOPLANCTON Y SU RELACIÓN CON LAS VARIABLES FISCOQUÍMICAS

Sistemas lénticos

Se empleó el Coeficiente de Correlación de Pearson para estudiar las relaciones significativas entre las variables fisicoquímicas y biológicas, considerando los datos obtenidos de los muestreos llevados a cabo desde marzo del año 1998 hasta diciembre del 2004 en los tres sitios del Embalse Cabra Corral (Sitio a = Cabra Corral en desembocadura del río Arias –Arenales; Sitio g = Cabra Corral en desembocadura del río Guachipas y Sitio p = Cabra Corral en la Presa).

La abundancia de cianófitas se correlacionó positivamente con la temperatura del agua ($r=0,33$; $p= 0,01$). Un patrón similar se observó en relación a las clorófitas ($r = 0,32$; $p = 0,02$), aunque significativos con valores de r muy bajos. Las abundancias de ambos grupos tuvieron una correlación altamente significativa ($r= 0,63$; $p= 0,000$).

Las criptófitas se correlacionaron positivamente con los registros de STS (sólidos totales suspendidos) ($r = 0,38$; $p = 0,004$).

En el Embalse Cabra Corral, el protagonismo por excelencia correspondió a los dinoflagelados. Las dinofíceas se correlacionaron positivamente con las concentraciones de amonio ($r = 0,70$; $p = 0,000$), nitrógeno inorgánico disuelto ($r = 0,51$; $p = 0,000$), fósforo reactivo soluble ($r = 0,46$; $p = 0,000$), fósforo total ($r = 0,58$; $p = 0,000$), sólidos totales suspendidos ($r = 0,86$; $p = 0,000$) y consistente con esta última correlación, también presentó una relación positiva con los registros de turbidez ($r = 0,58$; $p = 0,000$). Además, se correlacionaron positivamente con los valores de pH ($r = 0,32$; $p = 0,02$) y oxígeno disuelto ($r = 0,34$; $p = 0,01$). Los dinoflagelados protagonizaron reiteradas floraciones en el dique que se vieron reflejadas además en las correlaciones negativas con los registros del disco de secchi ($r = - 0,43$; $p = 0,000$).

El análisis de correlación canónica realizado considerando como variables dependientes a las abundancias de bacillariófitas, cianófitas, clorófitas, euglenófitas, crisófitas, dinófitas y criptófitas; y como variables independientes a las concentraciones de nitrógeno inorgánico disuelto, amonio, fósforo total, ortofosfatos, oxígeno disuelto, pH, temperatura, demanda química de oxígeno y sólidos totales suspendidos; mostró que las dos primeras correlaciones canónicas resultaron ser significativas.

Se observó que los valores de la primera y segunda correlación canónica fueron 0,94 y 0,72 respectivamente. La prueba de significancia indicó que tan solo estas dos correlaciones canónicas fueron estadísticamente diferentes de cero ($p= 0,000$ y $p= 0,03$, respectivamente).

La proporción de la varianza total de los datos explicada por el primer par de variables canónicas (primera correlación canónica) fue del 89 % y para el segundo par del 51 %. La construcción del primer par de variables canónicas (C1-1= dependiente; y C2-1= independiente) en función de los coeficientes canónicos (estandarizados) de las combinaciones lineales, resultó en las siguientes fórmulas:

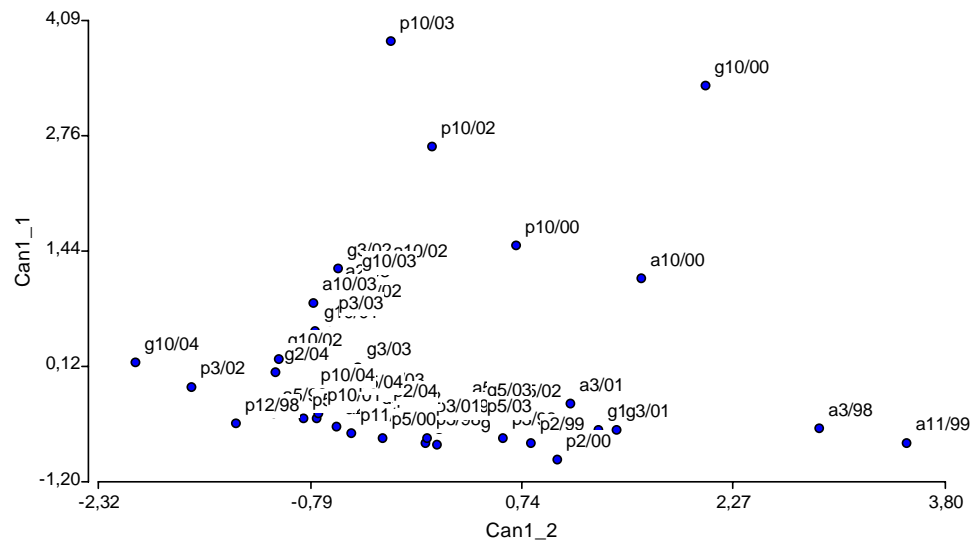
Variable canónica dependiente o variable de criterio o endógena:

$$C1-1 = - 0,004 \times [\text{bacillariofiteas}] - 0,02 \times [\text{cianofitas}] + 0,03 \times [\text{clorofitas}] + 0,10 \times [\text{euglenofitas}] - 0,06 \times [\text{crisofiteas}] - 0,15 \times [\text{criptofiteas}] + 1,04 [\text{dinofiteas}]$$

Variable canónica independiente o variable predictora o exógena:

$$C-1-2 = 0,31 \times [\text{amonio}] + 0,06 \times [\text{oxígeno}] + 0,03 \times [\text{fosforo total}] - 0,10 \times [\text{ortofosfato}] + 0,03 \times [\text{nitrógeno inorgánico disuelto}] + 0,27 \times [\text{sólidos suspendidos}] + 0,51 \times [\text{demanda química de oxígeno}] + 0,08 \times [\text{pH}] - 0,09 \times [\text{temperatura}]$$

Los coeficientes canónicos de la primer variable canónica dependiente sugieren que las abundancias de dinoflagelados y criptófitas poseen la mayor influencia en su formación.



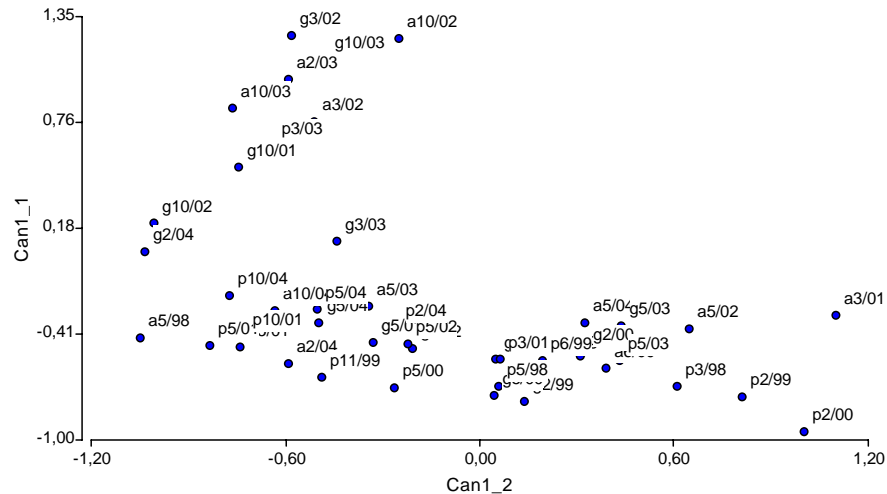


Fig. 76: Primera Correlación Canónica realizada con datos estandarizados fisicoquímicos y abundancias de grupos taxonómicos del embalse C.Corrál.

Al realizar el gráfico de la primera correlación canónica (figura 76), donde la variable canónica independiente (C1-2) se ubicó en el eje X y la dependiente (C1-1) en el eje Y, podemos observar la distribución espacial de los sitios estudiados, hacia la parte positiva de la C1-1 se observa la formación de dos grupos, un grupo contiene a las muestras tomadas en el mes octubre del año 2000 (de los tres sitios) y las muestras de octubre de los años 2002 y 2003 de la presa. El grupo restante (de la región positiva de la variable canónica dependiente) es más compacto que el anterior y está constituido por las muestras del Arias durante los meses de marzo y octubre del 2002, y febrero y octubre del 2003; componen este grupo además las muestras recolectadas en C.C.Guachipas durante las siguientes fechas: octubre del 2001, marzo del 2002, octubre del 2002, marzo del 2003 y febrero del 2004; por último, también pertenece a este grupo la muestra tomada en C.C.-presa el mes de marzo de 2003.

Estos dos grupos presentaron floraciones del dinoflagelado *Ceratium hirundinella* que posee características de organismo k-estratega, baja eficiencia para la incorporación de nutrientes y baja tasa de reproducción. Estas características sumadas a su baja palatabilidad y sus mecanismos de resistencia (producción de cistos) facilitarían su dominio.

Finalmente hacia la región negativa de la variable canónica dependiente se observa la formación de un tercer grupo constituido por los restantes sitios que no presentaron floraciones algales, en estos sitios el grupo dominante en general correspondió a las criptofíceas, tal como lo expresara el segundo orden de importancia obtenido en los coeficientes de las combinaciones lineales de esta variable canónica dependiente. En ambientes con disponibilidad de nutrientes, pueden predominar organismos oportunistas, de rápido crecimiento y reproducción, generalmente de pequeño tamaño y alta relación superficie/volumen, como las criptofitas.

En concordancia con lo antes explicado, las muestras pertenecientes a los dos primeros grupos presentaron altas concentraciones de nutrientes, de sólidos suspendidos y demanda química de oxígeno, tal como lo reflejaran los coeficientes canónicos de la primer variable canónica independiente.

La construcción del segundo par de variables canónicas (C1-2= dependiente; y C2-2= independiente) en función de los coeficientes canónicos (estandarizados) de las combinaciones lineales resultó en las siguientes fórmulas:

Variable canónica dependiente o variable de criterio o endógena:

$$C1-1 = 0,78 \times [\text{bacillariofiteas}] + 0,47 \times [\text{cianofitas}] - 0,28 \times [\text{clorofitas}] - 0,32 \times [\text{euglenofitas}] + 0,07 \times [\text{crisofiteas}] + 0,36 \times [\text{criptofiteas}] + 0,11 \times [\text{dinofiteas}]$$

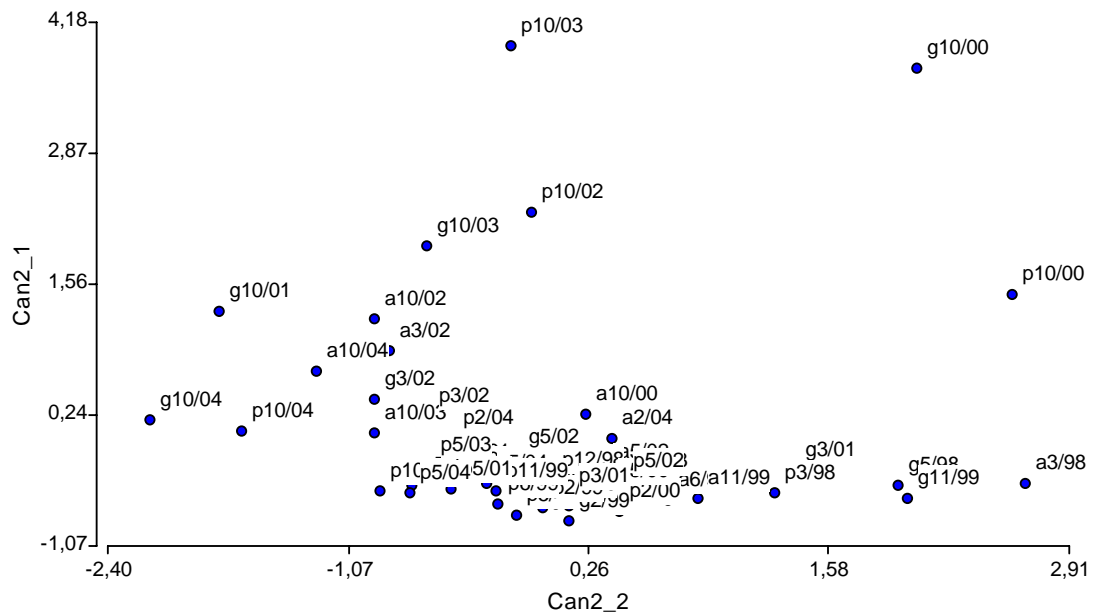
Variable canónica independiente o variable predictora o exógena:

$$C2-1 = -0,19 \times [\text{amoniaco}] - 0,20 \times [\text{oxígeno}] + 1,26 \times [\text{fosforo total}] + 0,02 \times [\text{ortofosfato}] + 0,69 \times [\text{nitrógeno inorgánico disuelto}] - 0,80 \times [\text{sólidos suspendidos}] - 0,18 \times [\text{demanda química de oxígeno}] + 0,02 \times [\text{pH}] + 0,28 \times [\text{temperatura}]$$

Los coeficientes canónicos de la segunda variable canónica dependiente sugieren que las abundancias de diatomeas y cianofitas poseen la mayor influencia en su formación, mientras que en la segunda variable canónica independiente, los mayores pesos fueron aportados por las concentraciones de fósforo total y de sólidos suspendidos.

Al realizar el gráfico de la segunda correlación canónica (fig. 77), donde la variable canónica independiente (C2-2) se ubicó en el eje X y la dependiente (C2-1) en el eje Y, se observó que la variable canónica dependiente representó a las variaciones correspondientes al ciclo hidrológico, así podemos observar que, hacia la región positiva de la variable canónica dependiente se ubicaron los sitios muestreados durante la época de estiaje (muestreos realizados en los meses de octubre de los diferentes años), mientras que hacia la parte negativa se encontraron distribuidos los sitios en la época de crecidas.

En general, las floraciones de dinoflagelados ocurrieron durante el estiaje, mientras que durante las crecidas los grupos algales dominantes fueron las diatomeas, criptofiteas y en menor proporción las cianobacterias, ésto dependiendo del sitio y fecha de muestreo.



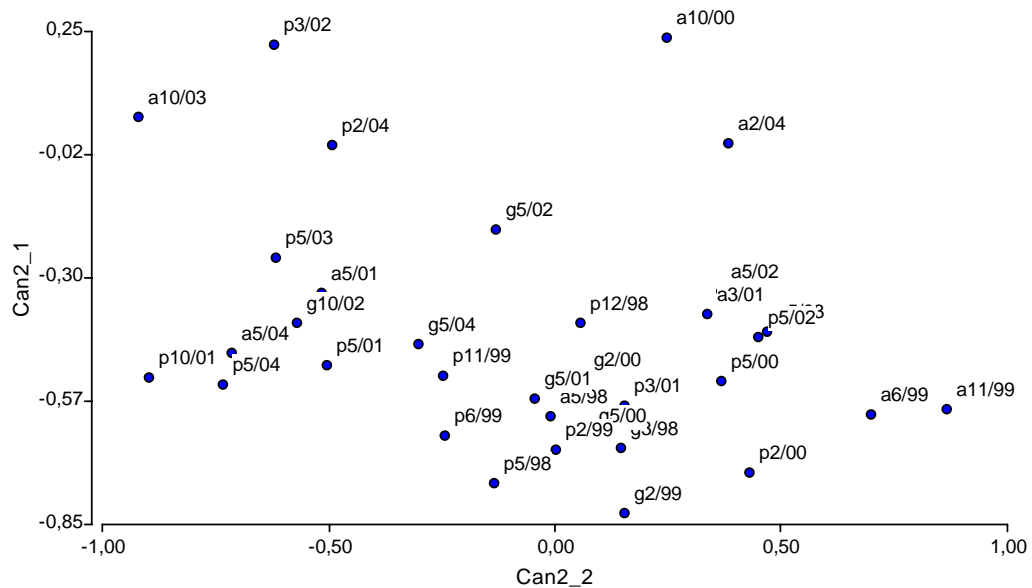


Fig. 77: Segunda Correlación Canónica realizada con datos estandarizados fisicoquímicos y abundancias de grupos taxonómicos del embalse C. Corral. Correlación Canónica

10. CONDICIÓN MICROBIOLÓGICA DE LOS RÍOS DE LA A.C. DEL JURAMENTO

La calidad del agua también puede ser evaluada mediante el empleo de indicadores microbiológicos, específicamente del grupo de coliformes (totales y fecales). Si bien, las bacterias indicadoras se cuantifican para evaluar la calidad sanitaria del agua, son inadecuadas para evaluar el riesgo de patógenos virales y protozoos (Wolf, 1972; Hoadley and Dutka, 1977; entre otros).

El monitoreo de bacterias indicadoras en aguas naturales se realiza para obtener información local o regional sobre calidad del agua, también y para evaluaciones de largo término en áreas geográficas mayores (Niemi *et al.*, 1994).

La condición microbiológica de los ríos fue evaluada en función de los microorganismos indicadores: AMT (aerobios mesófilos totales), CT (bacterias coliformes totales) y CF (coliformes fecales).

Los indicadores más utilizados de contaminación fecal son las bacterias coliformes. Sin embargo existen microorganismos que reúnen estas características, que viven asociados a vegetales o al suelo, y no necesariamente implican contaminación (Mariñelarena y Mariazzi, 1995). Los valores guía recomendados por las diferentes normativas nacionales e internacionales se listan en la tabla siguiente:

Indicador	Uso del agua	Valor guía (NMP/100 ml)	Referencia
C. fecales	Recreación	< 200/100 ml	A
C. totales	Riego	1000/100 ml	A
C. fecales	Riego	100/100 ml	
C. totales	Recreación	500/100 ml	B
C. fecales	Recreación	100/100 ml	
C. totales	Potable	< 3/100 ml	C
C. fecales	Potable	0/100 ml	

Valores guía recomendados según los usos del agua. Fuentes: A. Canadian Water Quality Guidelines. Canadian Council of Resource and Environmental Minister. B. L'état de l'environnement. Premier rapport. Commission des Communautés Européennes. C. Código Alimentario Argentino. Decreto 141/53. Provisión de Agua Potable. Decreto 351/79.

El análisis comparativo por subcuencas arrojó diferencias significativas entre aquellas sometidas a mayor impacto antrópico por asentamientos humanos y vertidos contaminantes en relación a las restantes (tabla 84).

Se destaca la presencia de bacterias termoresistentes fecales en el río Guachipas de la subcuenca del Sta. María-Guachipas.

Los ríos más afectados en su calidad bacteriológica fueron el Arias-Arenales en Paso Sarmiento y el Rosario (Subcuenca AA), y en una situación intermedia estuvieron el Arias, Medina y Guachipas con una concentración entre $7 \cdot 10^7 - 9 \cdot 10^7$ u.f.c./100 mL bacterias fecales.

El río Juramento presentó la menor concentración de dichas bacterias entéricas, tanto en Banderas como en El Tunal, destacándose tanto la incidencia de la dilución sobre la condición microbiológica con el aumento de carga hidráulica en los cursos lóticos, como así también el efecto sumidero que ejercen las presas (tabla 84).

Grupo Indicador (log)	Subcuencas			nivel de significación
AMT	AA	16,30	b	F=10,46 ≤ 0,0001
	TR	16,79	b	
	CH	11,29	a	
	PJ	11,18	a	
CT	AA	15,55	b	F=10,38 ≤ 0,0001
	TR	16,26	b	
	CH	10,98	a	
	PJ	10,47	a	
CF	AA	10,63	b	F=5,23 ≤ 0,003
	TR	10,48	b	
	CH	7,61	a b	
	PJ	4,17	a	

Tabla 84 : Distribución de los indicadores microbiológicos por subcuencas de la ACJ (N=60)

Números altos de bacterias saprofitas representan una indicación de intensa descomposición de sustancias orgánicas, sobre todo en los tramos fluviales muy presionados por los núcleos urbanos con gran densidad poblacional y desarrollo industrial. Las especies observadas como bacterias coliformes no siempre son de origen fecal (Gavini *et al.*, 1988), existen amplias evidencias de que numerosas especies de coliformes totales y termotolerantes pueden crecer fuera de su hábitat normal, que es el intestino del hombre y animales homeotermos. Este hecho limita naturalmente su adecuación como indicadores fecales. Bacterias fecales, descargan a los ríos desde varias fuentes, tales como las provenientes de plantas de tratamiento de efluentes domésticos e industriales, de cargas difusas de la agricultura, y de aguas en eventos de tormentas (Geldreich *et al.*, 1962), y en menor cantidad en áreas prístinas, a partir de animales silvestres (Bohn and Buckhouse, 1985).

Grupo indicador (log)	Período	nivel de significación
AMT	E 13,11 a	F= 3,01 0,088
	C 14,67 a	
CT	E 12,37 a	F= 3,40 0,0704
	C 13,99 a	
CF	E 5,98 a	F=4,62 0,0358
	C 9,10 a	

Tabla 85: Diferencias entre períodos del ciclo hidrológico en función de los organismos indicadores microbiológicos (N=60)

La comparación entre períodos del ciclo hidrológico (tabla 85) no arrojó diferencias significativas; a pesar de que en las primeras fases del período de aguas altas se produce la escorrentía superficial en el área de drenaje, después de la prolongada sequía de varios meses, que lava literalmente todo tipo de desechos orgánicos que llegan a los cuerpos de agua en conjunción con el material particulado.

En el análisis que se realizó por subcuencas, fue posible establecer diferencias significativas entre períodos por cada región (tabla 86).

Parámetro	Subcuenca	nivel de significación
AMT	AA E 16.04 a b	F= 5,21 0,000
	C 16.56 b	
	TR E 15.89 a b	
	C 17.69 b	
	CH E 10.13 a	
	C 13.62 a b	
	PJ E 9.96 a	
	C 12.39 a b	

CT	AA	E 14.91 a b C 16.19 b	F=5,20 0,0002
	TR	E 15.53 a b C 16.99 b	
	CH	E 9.78 a C 13.40 a b	
	PJ	E 9.30 a C 11.64 b	
CF	AA	E 9.36 a b C 11.89 a b	F=3,12 0,0079
	TR	E 8.38 a b C 12.59 b	
	CH	E 6.30 a b C 10.24 a b	
	PJ	E 2.24 a C 6.10 a b	

Tabla 86: Comparación de microorganismos indicadores por subcuencas y períodos del ciclo hidrológico (N=60)

Se aplicó el ICA (ICA_{mp}) (índice de calidad multiplicativo no ponderado) en función de las variables oxígeno disuelto, pH y coliformes fecales. La elección de dichos parámetros químicos se realizó por existir una relación inversa altamente significativa con las bacterias entéricas. La concentración de hidrogeniones influye poderosamente en el crecimiento y reproducción de los microorganismos, ya que a medida que el pH aumenta la población bacteriana correspondiente disminuye. El consumo de oxígeno es proporcional a la cantidad de materia orgánica oxidada en la degradación aeróbica que realizan las bacterias. Dichos índices varían de 0 a 100 según la siguiente escala: calidad excelente: 91-100, buena: 71-90, regular: de 70-51, mala de 50-26 y pésima de 0 a 25. Los resultados determinaron: el 35% de los sitios con pésima calidad, el 25% de calidad mala, el 26.67% de regular condición, en tanto el 10% fue buena y sólo el 3.33% de excelente calidad (fig. 78).

ICA microbiológico

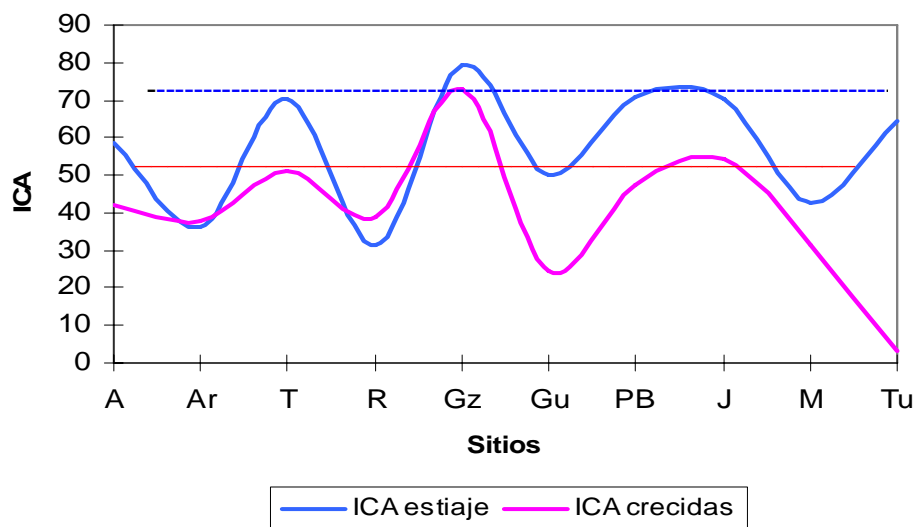


Fig. 78: ICA en función de los grupos de bacterias entéricas en los principales cursos fluviales de la ACJ

A=Arias, Ar=Arenales, T=Toro, R=Rosario, Gz=Arenales Garzas, Gu= Guachipas, PB=Peñas Blancas, J=Juramento Banderas, J= Jto.Lumbreras, M=Medina, Tu=Juramento Tunal

En el estiaje, la situación fue ligeramente mejor al momento de crecidas; dado que durante el primer período, el 60% de los sitios sobrepasó el valor guía para los usos I^o (consumo humano con tratamiento convencional) (1000 NMP/100 mL) y II^o (actividades recreativas con contacto directo) (200 NMP/100 mL) (SRH, 1994). Durante las lluvias, el 90% de los sitios no se ajustó a los valores de referencia. Las máximas concentraciones de bacterias indicadoras suelen ocurrir en aguas que mantienen por lo general niveles indetectables, durante los episodios de torrencialidad, cuando se exceden los estándares de calidad recomendados para fuentes puntuales de polución (Salusso *et al.*, 2001a)

La carga total de bacterias provenientes desde las áreas agrícolas de una región suelen ser la fuente más significativa de polución, debido a que el volumen de agua proveniente desde dichas áreas excede grandemente a las provenientes de los efluentes domiciliarios tratados, lo que determina incluso, que en áreas prístinas a menudo se exceda el límite permitido para agua de baño con contacto directo (Salusso 1998).

Por otra parte, en la comparación de los parámetros microbiológicos monitoreados durante el estiaje de 2001 en la Cuenca del Juramento, con los obtenidos en la cuenca endorreica del Salí-Dulce en la misma época, se obtuvo los siguientes resultados (tabla 87).

Cuenca	Variable	Promedio \pm CV	Mínimo	Máximo
Juramento	AMT	79604 \pm 2,57	25,00	585.000
	CT	1309 \pm 1,77	0,00	6650
	CF	283 \pm 1,85	0,00	1460
Salí-Dulce	AMT	128341 \pm 2,84	340,00	1.500.000
	CT	11928 \pm 2,87	100,00	140000
	CF	645 \pm 2,63	0,00	6600

Tabla 87: Comparación de dos cuencas del noroeste argentino en función de los microorganismos indicadores

La cuenca del Salí presentó los mayores valores de aerobios mesófilos, coli totales y termoresistentes, atribuibles a la mayor descarga de desechos urbanos y agrícolas (industria azucarera, cítrica, entre otras) existentes en la provincia de Tucumán; siendo los ríos más afectados el Gastona, Salí sur y Medina que son tributarios del embalse Río Hondo.

Durante el estudio (estiaje de 2001), los ríos más contaminados de ambas cuencas superaron ampliamente los valores guía del grupo coli para los usos II° y III° del agua. El 52% de los sitios superaron los valores permitidos de CT para recreación con contacto directo, y el 28% el valor de referencia para coli fecales. Por su parte, la concentración de coli totales y fecales fue superado en el 36% y 32% de sitios, respectivamente en lo que atañe al uso III° (actividades agropecuarias).

11. CONDICIÓN MICROBIOLÓGICA DE LOS EMBALSES

El material en suspensión orgánico y/o mineral, adsorben en su superficie los principios nutritivos y atraen por diferencia de cargas a las bacterias que encuentran en las partículas un sustrato favorable para su crecimiento (Rheinheimer, 1987).

Estudios experimentales demuestran que la mayor parte de las bacterias se encuentran adheridas a los sólidos suspendidos, por lo tanto cabe esperar una reducción de su concentración como consecuencia de los procesos físicos de sedimentación.

Los sedimentos en los embalses tienden a depositarse de acuerdo al peso y tamaño de las partículas, las más grandes y pesadas se depositan en las colas o ingresos de los tributarios, y las más finas lo van haciendo a lo largo del eje en dirección a la presa (Perez Roldán, 1992).

El seguimiento de la concentración de los diversos grupos funcionales indicadores (tabla 88) determinó que los embalses de la Alta Cuenca del Juramento han presentado

mejor condición microbiológica que los cuerpos lóticos, tanto por la capacidad amortiguadora que presentan los primeros en virtud del mayor tiempo de residencia del agua como así también por el aumento de la biomasa de organismos fotosintéticos que al generar oxígeno incrementan las tasas de autodepuración, al igual que se puede dar la mayor penetración de la luz ultravioleta que ejerce una acción inhibitoria sobre las bacterias.

Cuenca	Grupos funcionales	nivel de significación $p \leq$		
Juramento	AMT ríos 79.604 embalses 8.586	0,05		
			CT ríos 1309,38 embalses 0,00	
	CF ríos 283,38 embalses 0,00			
			Salí-Dulce	AMT ríos 128.342 embalses 13.330
	CT ríos 11.927,65 embalses 248,67			
				CF ríos 644,47 embalses 20,00

Tabla 88 : Comparación de concentración de grupos de bacterias indicadoras en embalses y ríos de las cuencas Salí-Dulce y ACJ

El mismo efecto diferencial se ha podido constatar en el sistema del Salí-Dulce, en un muestreo comparativo realizado entre cursos lóticos y cuerpos lénticos (embalses Escaba, Cadillal y Río Hondo), en el estiaje de 2001.

Las bacterias que se encuentran en el agua pueden ser naturales del agua, provenir del suelo por escorrentía y/o de origen intestinal. Las bacterias heterótrofas cumplen un rol fundamental en el ecosistema acuático ya que una fracción muy importante de la producción primaria algal es secretada como materia orgánica disuelta, siendo utilizada por las bacterias que las transforman en carbono particulado como biomasa bacteriana (Learsson and Angstrom, 1979).

La proporción de coliformes relativamente alta constituye un indicador importante de la contaminación del agua con materias fecales. Las bacterias intestinales son capaces de permanecer vivas en el agua un tiempo limitado, pero su número es considerable en el agua contaminada, donde las formas patógenas conservan su virulencia mucho tiempo; y representan un peligro potencial para la población humana cuando los cuerpos de agua se utilizan para recreación con contacto directo, o como agua de bebida y para riego de vegetales crudos.

A pesar de las limitaciones señaladas respecto al valor indicador de los grupos de bacterias empleados, su uso permite detectar si existe continuidad en las descargas, capacidad de los ambientes de autodepurarse y comparar ambientes diferentes.

Se puede concluir que los embalses de ambas cuencas, ejercieron una acción reguladora sobre la densidad bacteriana de los cursos influentes que aportan a los mismos. Los embalses Cabra Corral, El Tunal (ACJ) y El Cadillal y Escaba (Salí-Dulce) no superaron los valores guías de calidad microbiológica para los usos II^o y III^o. En tanto, el embalse Río Hondo representa el sistema léntico del noroeste argentino más afectado en cuanto a su calidad bacteriológica.

CONCLUSIONES

- Los ambientes fluviales de la Alta Cuenca del Juramento presentan la composición fisicoquímica de sus aguas regulada por los períodos del ciclo hidrológico, siendo mecanismos de control en las subcuencas más áridas la naturaleza dominante de sus rocas y los procesos de evaporación-precipitación.
- Los ambientes acuáticos fluviales y lénticos de la cuenca tienen un alto grado de mineralización tanto por causas naturales (aridez del clima y geoquímica de rocas) como por efectos de la contaminación puntual y difusa que condicionan una de las producciones de biomasa más altas del noroeste (en comparación con Cuenca Alta del Bermejo y del Salí-Dulce).
- En el estiaje se produce un desmejoramiento general de la calidad trófica de las aguas en función de la disminución de la carga hidráulica. En tanto que en el período de crecidas se produce un desmejoramiento de las condiciones físicas (sólidos, turbidez) vinculadas con la turbulencia generada por el aumento de la descarga hidráulica.
- La mayoría de los cursos lóticos tienen una baja a muy baja capacidad ambiental durante el estiaje, sea como consecuencia de la aridez de la región en la que se desarrollan o bien por pertenecer a sitios de cabeceras con altas pendientes que restringen las tasas de reoxigenación y la capacidad de los productores primarios de generar biomasa y liberar oxígeno con subproducto de la fotosíntesis.
- La existencia de cursos lóticos con tasas de reoxigenación moderadas a bajas durante el estiaje, determinan que se produzca el descenso del oxígeno a a niveles críticos en el agua, y se vean afectados los procesos de autodepuración, en los ríos Conchas y Guachipas de la subcuenca del Sta. María-Conchas-Guachipas entre otros de la misma subcuenca, el río Medina de la subcuenca Pasaje-Juramento, el Arias-Arenales de la subcuenca homónima y el río Rosario de la subcuenca Toro-Rosario.
- Los parámetros vinculados con la salinidad (STD, alcalinidad, SO_4^{2-}) fueron significativamente superiores en la región de los valles calchaquíes y en segundo término en la región inferior de la subcuenca del Juramento debido tanto al aporte de tributarios que transcurren sobre rocas terciarias como a suelos con acumulación de sales de intercambio.
- El contenido de sólidos (STS, turbidez) fue significativamente superior en las regiones donde la rigurosidad climática (valles calchaquíes) o las prácticas agrícolas y el desmonte (parte inferior del Juramento) inciden sobre las cuencas de aportes.
- La “contaminación iónica” con metales pesados y sustancias tóxicas inorgánicas en las subcuencas Sta. María-Guachipas y Pasaje-Juramento tanto por procesos fisicoquímicos, como por el lixiviado de rocas y suelos, representan un problema creciente para el aprovechamiento de sus aguas con fines productivos.

- Las subcuencas Arias-Arenales y Toro-Rosario exhiben problemas de contaminación creciente por metales pesados y oligoelementos (principalmente boro y mercurio) provenientes de residuos industriales, domiciliarios y de la explotación y procesamiento minero.
- La mayor parte de los sistemas acuáticos (lóticos y lénticos) presentaron una baja relación N/P que se condice con la condición característica de la mayoría de las regiones subtropicales del mundo, de Sudamérica y de Argentina (los ríos Paraguay y Bermejo) (Bonetto et al, 1991) .
- El mayor incremento de biomasa del plancton, sobrevino en los embalses como consecuencia del mayor tiempo de residencia hidráulica del agua, y se favoreció el reclutamiento de especies del limnoplacton para proveer de inóculo al potamoplacton, que rápidamente declinaron aguas abajo.
- Las variaciones de las condiciones hidrográficas de los ríos condicionaron la productividad del fitoplancton por cuanto existió una relación directa entre los menores niveles de descarga en el estiaje e incrementos en la biomasa, en tanto que las mayores fluctuaciones en el período de crecidas indujeron una mayor diversidad y equitatividad específicas. El flujo basal de descarga hidráulica incrementó la exclusión de especies del fitoplancton, en consecuencia los principales factores que actuaron sobre la diversidad del plancton lótico fueron los factores físicos e hidrométricos (turbidez, descarga, entre otros).
- La estabilidad de los cuerpos lénticos (y lóticos) durante el estiaje tardío indujeron el incremento en la biomasa del fitoplancton y la reducción en la diversidad y riqueza específicas. En el período de crecidas, por otra parte el aumento de las fluctuaciones hidrológicas y los fenómenos fisicoquímicos asociados determinando que dichos atributos ecológicos incrementaran significativamente en detrimento de la biomasa algal.
- Los ríos en general fueron más equitativos, ricos y diversos que los embalses que generaron mayor biomasa algal.
- Existió una gran superposición o correspondencia entre la composición florística de los embalses y ríos (>70%), aunque en los ríos se favoreció una mayor riqueza y abundancia de especies de diatomeas.
- En general en ríos existieron pocas especies muy abundantes, -excluidas aquellas especies que potenciaron su inóculo en los embalses (*Aulacoseira granulata*, *Chlamydomonas globosa*). En los ríos más contaminados de las subcuencas Toro-Rosario y Arias-Arenales predominaron las diatomeas pennadas en tanto que en el sistema del Pasaje-Juramento de contaminación moderada predominaron las céntricas.
- La composición estructural de las comunidades algales en los embalses tendió a variar en función de las estaciones climáticas, con dominancia relativa de organismos provistos de mejores estrategias en cada fase del ciclo.
- Las abundancias de los principales grupos taxonómicos no se diferenciaron entre ambientes lóticos y lénticos, a excepción de las dinófitas que ocasionaron floraciones en ambos embalses y las cryptófitas que abundaron en los ríos. La

condición de ríos regulados y la “extrema desconexión” que ocasiona el estiaje en los cursos fluviales, induce a la homogeneización en la representatividad de los grupos algales favorecida por la similitud de la condición trófica y saprobia de los ambientes acuáticos del sistema, siendo la mayoría de las especies comunes.

- Los sistemas acuáticos de la cuenca se pueden clasificar en función de diversos índices de saprobia como de generalizada condición β a α -mesosaprobia.
- El manejo de los niveles hidrométricos de los embalses deberá ajustarse a un mínimo crítico que no comprometa la integridad ecológica de ambos sistemas.
- El sistema Arias-Arenales durante los eventos de torrencialidad aporta la mayor carga de nitrógeno y fósforo al embalse Cabra Corral. El coeficiente de exportación del nitrógeno inorgánico soluble en ambas subcuencas del Juramento que tributan al embalse, fue comparativamente inferior al de otros cursos lóticos del norte argentino (Bermejo y Paraná). En ambos tributarios, el transporte de NIS (nitrógeno inorgánico disuelto) representó menos del 4% del NT movilizado durante el evento; y el transporte en masa del PRS (fósforo reactivo soluble) no superó el 6% del PT. La tasa de exportación de sedimentos suspendidos del río Guachipas durante el evento de torrencialidad es muy significativa y permite caracterizarlo a nivel mundial como uno de los escasos ríos con descarga muy alta.
- Existe similitud entre la carga anual transportada por el río Guachipas (54 t/año), y los tributarios a dos embalses del centro del país (San Roque y Los Molinos) que aportan una carga de fósforo de 47,4 y de 30,2 t/año, bajo condición de ríos regulados, respectivamente. En cambio, el río Arias-Arenales (con 213 t/año) cuadruplica el transporte de PT en relación a los anteriores.
- Las actividades agropecuarias que se desarrollan principalmente en las subcuencas Arias-Arenales y Toro-Rosario, generan la mayor proporción de N (75%) y P (82%) de origen difuso por unidad de superficie por año (en conjunto aportan N 2011 kg/km²/año y P 648 kg/km²/año) en la cuenca.

BIBLIOGRAFIA DE REFERENCIA:

- ABRAHAM, C.E. 1997. Hidrogeología de la Cuenca del Río Ampascachi. Tesis en Geología, Facultad Ciencias Naturales. Universidad Nacional Salta, 96 pp.
- ADMINISTRACIÓN GENERAL DE OBRAS SANITARIAS DE LA NACIÓN. 1967. Métodos para el Exámen de las Aguas y de los Líquidos Cloacales. Análisis Químicos.Toma de muestras. 192 pp.
- A.G.A.S. (Agrupación General de Aguas de Salta). 1981. Informe Técnico Presa Embalse General Manuel Belgrano. Provincia de Salta. 45 pp.
- AGUA y ENERGÍA ELÉCTRICA. 1987. Estadística Hidrológica hasta 1983. Tomo II° Sedimentología, Nivología. División Recursos Hídricos, Ministerio de Obras Públicas, Buenos Aires, 279 pp.
- ALABASTER, J. S. & R. LLOYD. 1982. Water Quality Criteria for Freshwater Fish. Butterworths, London.
- ALLAN, J. D. 1995. Stream Ecology: Structure and function of running waters. Chapman & Hall eds. London, 388 pp.
- AMENGUAL, R. 1976. Geología de la comarca ubicada en el N-NW de la localidad de Metán, Provincia de Salta, República Argentina. Tesis Doctoral en Geología. Universidad Nacional de Salta.
- APHA, ASCE, AWWA, WPCF. 1981. Glossary Water and Wastewater Control Engineering. pp. 247-302.
- APHA (American Public Health Association). 1992. Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. 17ª edición. Eds. Díaz de Santos, S.A. Madrid, 1889 pp.
- ARIAS, M. y A. BIANCHI. 1996. Estadísticas climatológicas de la Provincia de Salta. INTA, EEA, 140 pp.
- ARMENGOL, J., RIERA, J.L., AND MORGUÍ, J.A. 1991. Major ionic composition in the Spanish reservoirs. Verh. Internat. Verein. Limnol. 24: 1363 – 1366.
- ARZENO, J.L. 1996. Manejo conservacionista del Suelo y del Agua. Panorama Agropecuario N° 49: 28 – 32. INTA-EEA Cerrillos, Salta.
- AYERS, R.S. and D.W. WESTCOT. 1976. Water quality for agriculture. Irrigation and Drainage Paper 29, FAO, Rome. p.97.
- AYERS, R.S. and D.W. WESTCOT. 1985. Water quality for agriculture. Irrigation and Drainage Paper 29, FAO, Rome. Rev. 1: 174.
- AZZARIA, L.M. 1996. Mercury pollution in Canada- geochemical and political considerations: International Symposium, Applied Geochemistry, Osmania University, Hyderabad, India. 1991. Proc. p. 353-359.
- BIANCHI, A.R. 1981. Las precipitaciones en el Noroeste Argentino. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). Estación Experimental Regional Agropecuaria Salta. Secretaría de Estado de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación, Buenos Aires.
- BALLOCH, D., DAMES C.E., JONES FH. 1976. Biological assessment of water quality in three British Rivers the North Esk (Scotland), the Ivel (England) and the Taf (Wales). Water Pollut. Control 75:92 – 114.
- BATTARBEE, E.W. 1986. Diatom Analysis. In: B.E. Berglund (eds.). Handbook of Holocene Palaeoecology and Palaeohydrology. Pags. 527 – 570. J. Wiley & Sons Ltd., New York.
- BAUDINO, G.A. 1996. Hidrogeología del Valle de Lerma (Provincia de Salta, Argentina). Tesis doctoral. Escuela de Geología, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Salta, 166 pp.
- BAUDINO, G., F. MOYA RUIZ, J. BUNDSCHUH and K-D. Balke. 1993. Confined groundwater in the north of Lerma Valley (Argentina). Need for protection measures. Zbl. Geologie und Paläontologie, Teil I, 343 – 350, Stuttgart.
- BAUMGARTNER, A. y E. COZZI. 1998. Planificación Territorial del Valle de Lerma (Pcia. de Salta) orientada al sector agropecuario, mediante el uso de Sistemas de Información Geográfica. Tesis conjunta de Licenciatura en Recursos Naturales, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Salta, 450 pp.
- BERNARDI, R. de., A. CALDERONI and R. MOSELLO. 1996. Environmental problems in Italian lakes, and lakes Maggiore and Orta as successful examples of correct management leading to restoration. Verh. Internat. Verein. Limnol. 26: 123 – 138.
- BOHN, C.C. & BUCKHOUSE, J.C. 1985. Coliforms as an indicator of water quality in wildland streams. J. Soil Wat. Conserv. 40: 95 – 98.
- BONETTO, C., ZALOCAR Y., PLANAS D. and PEDROZO, F. 1991. Responses of phytoplankton to experimental nutrients enrichment in the Paraguay, Bermejo and Upper Paraná. Reves. Tropical Ecology 32(1): 47 – 64.
- BRANCO, C. Y P. SENNA. 1996. Phytoplankton composition, community structure and seasonal changes in a tropical reservoir (Paranao Reservoir, Brazil). Algological Studies, 81: 69 – 84.
- BRATLI, J.L. 1997. The water quality classification system in Nordic countries. In: P. Heinonen and P. Seuna (eds.), Monitoring and Measurements of Lake Recipients, Series of Finnish Environment Institute 83, Helsinki.
- BRUNGS, W.A. 1973. Effects of Residual Chlorine on Aquatic Life. Journal Water Pollut. Control Fed. 45(10):2180-93.

- BUNDSCHUH, J. A. BOEMO, H. MUSSO e I. LOMNICZI. 1992. El contenido en boro de las aguas del Valle de Lerma. Actas II° Congreso Regional del NOA y su Medio Ambiente. Consejo de Investigación de la Universidad Nacional de Salta, pag.131-133.
- BUCHER, E., G.CASTRO y V. FLORIS. 1997. Conservación de ecosistemas de agua dulce: Hacia una estrategia de manejo integrado de recursos hídricos.División de Medio Ambiente, Departamento de Desarrollo Sostenible, Banco Interamericano de Desarrollo, 42 pp.
- CABRERA, A. 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. Tomo II°. Editorial Acme, Buenos Aires. 85 pp.
- CABRERA SILVA, S. 1984. Estimación de la concentración de clorofila a y feopigmentos: una revisión metodológica. En Bahamone, N. y S. Cabrera Eds. Embalses, fotosíntesis y productividad primaria. Programa sobre el hombre y la biósfera. Unesco, Universidad de Chile, 236 pp.
- CAMARGO, J.A. 1992. New diversity index for assessing structural alterations in aquatic communities. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 48: 428 – 434.
- CAMPBELL G. and S.WILDBERGER. 1992. The Monitor' s Handbook. N. Fisher, M. Feltham and E. Ely, eds. La Motte Company, Maryland, United States. 71 pp.
- CANTER, L.W. 1998. Manual de Evaluación de Impacto Ambiental. Técnicas para la elaboración de estudios de impacto. Mc Graw Hill eds. España, 841 pp.
- CARLSON, R.E. 1977. A trophic state index for lakes.Limnol. Oceanogr. 22(2): 361 – 369.
- CARRIZO, R.R. 1999. Red de monitoreo de calidad del agua del río Bermejo. Informe Final. Programa Estratégico de Acción para el desarrollo sustentable de la Cuenca Binacional del río Bermejo. COREBE, Bs. Aires 67 –77.
- CASANOVA, R.M. y H. DALLA SALDA. 1983. Estudio de colmatación del embalse Gral. Manuel Belgrano (Cabra Corral), provincia de Salta. Agua y Energía Eléctrica, División Recursos Hídricos, 34 pp.
- CHAPMAN, D. and V. KIMSTACH. 1996. Selection of water quality variables.In: Water Quality Assessments. D. Chapman (ed.), E.& FN SPON, London. Pp. 58 – 126.
- CHHABRA, R. 1996. Soil Salinity and Water Quality. Balkema, AA (ed.). Rotterdam, 284 pp.
- OECEC (Comission European Communities). 1992. Classification of the ecological quality for lakes. In: Premazzi, G., G. Chiaudani (eds.). Ecological quality of surface waters. 122 pp.
- CFI (CONSEJO FEDERAL DE INVERSIONES). 1962. Recursos Hidráulicos Superficiales. Tomo IV°. Serie Evaluación de los Recursos Naturales de la Argentina. Vol. I. Buenos Aires, 831 pp.
- CLEVE-EULER, A. 1953. Die Diatomeen von Schweden und Finland. Köngl. Sv. Vet.-Akad. Handl. P.S. 4(5): 1 – 225.
- CEPIS (Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria)-OPS (Organización Panamericana de la Salud)-EPA (Environmental Public Agency). 2000. Prevención de la Contaminación en la Pequeña y Mediana Industria. Lima, 245 pp.
- CONNELL, J. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. Science 199: 1304 – 1310.
- CONSULTORES AMBIENTALES ASOCIADOS DEL NOA. 2000. Sistema de Abastecimiento de Agua a Campo Quijano y localidades interconectadas. 80 pp.
- CROWL, T. and G.D. SCHNELL. 1990. Factors determining population density and size distribution of a freshwater snail in streams: effects of spatial scale. Oikos 59: 359 – 367.
- DAVIS, S.N. y R.J.M. DE WEST. 1971. Hidrogeología. Ed. Ariel, Barcelona, 563 pp.
- DE VIANA, M. y R. QUIRÓS. 1988. Limnología física del Embalse Cabra Corral, Argentina. Comunicaciones del Museo de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Salta N°5: 1- 10.
- DE LEÓN, L. Y G. CHALAR. 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.
- DEL GIORGIO, P.A., A.L.VINOCUR, R.J.LOMBARDO & G. TELL. 1991. Progressive changes in the structure and dynamics of the phytoplankton community along a pollution gradient in a lowland – a multivariate approach. Hydrobiologia 224: 129 – 154.
- DESCY, J.P. & M. COSTE. 1990. Utilisation des diatomées benthiques pour l' evaluation de la qualité des eaux courantes. Rapport final. UNECD-NAMUR, CEMAGREF Bordeaux CEE-B. 112p.
- DESCY, J.P., P. SERVAIS, J.S.SMITZ, G.BILLEN y E.EVERBECQ. 1987. Phytoplankton biomass and production in the river Meuse (Belgium). Wat. Res. 21 (12): 1557 – 1566.
- DÍAZ, M. Y F. PEDROZO. 1994. Nutrientes limitantes del fitoplancton en lagos andino-patagónicos localizados a 41-42°S; 72-69°E. Tankay 1: 37-38.
- DIPAS (Dirección Provincial del Agua de la Provincia de Córdoba). 1995. Normativa de Calidad del Agua en Cursos Receptores y Vuelco de Efluentes. Gobierno de la Provincia de Córdoba.
- DIRECCIÓN GENERAL DE ESTADÍSTICAS DE LA PROVINCIA DE SALTA. 1996. Anuario Estadístico del año 1996. Gobierno de la Provincia de Salta.
- DOKULIL,M. 1988. Seasonal and spatial distribution of cryptophycean species in the deep, stratifying alpine lake Mondsee and their role in the food web. Hydrobiologia 161: 185- 201.
- DOKULIL, M. 1991. Contribution of Green Algae to the Phytoplankton Assemblage in a mesotrophic lake, Mondsee, Austria. Arch. Protistenkd. 139: 213 – 223.

- DOKULIL, M.T. 1994. Environmental control of phytoplankton productivity in turbulent turbid systems. p.65-72. *In*: J.-P.Descy, C.S.Reynolds & J.Padisák (eds.). *Phytoplankton in Turbid Environments: Rivers and Shallow Lakes*. Kluwer Academic Publishers. Belgium.
- DODDS, W.K. 2003. Misuse of inorganic N and soluble reactive P concentrations to indicate nutrient status of surface waters. *J.N.Am. Benthol. Soc.* 22(2): 171- 181.
- DRAGO, E. and R.QUIROS. 1996. The hydrochemsity of the inland waters of Argentina: a review. *International Journal of Salt Lake Research* 4: 315 – 325.
- DUDGEON, D. 1992. Endangered ecosystems: a review of the conservation status of tropical Asian rivers. *Hydrobiologia* 248: 167 - 191.
- DUFRÉNE, M. & P.LEGENDRE. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol. Monogr.* 67: 345 – 366.
- DUNN, CH. 1994. Gaps in GAP. *Plan Sci. Bull.* 40: 120 – 121.
- ELSER, J.J., DOBBERFUHL D.R., MACKAY N.A., SCHAMPEL J.H. 1996. Organism size, life history and N:P stoichiometry. *BioScience* 46: 674 – 684.
- ENRESP (Ente Regulador Servicios Públicos). 2000. Monitoreo de Efluentes Cloacales de SPASSA (Sociedad Prestataria Servicios Sanitarios). Informe técnico, 17 pp.
- EPA (Environmental Protection Agency). 1976. *Quality Criteria for Water* United States Department of Commerce, Springfield, U.S.A., 501 pp.
- EPA/600/R-92-080. National Effluent Toxicity Assessment Center, Duluth, Minnesota.
- EPA. 1991. *Pollution Prevention News*. 23 pp.
- EPA (Environmental Protection Agency). 1999. *Toxicity Reduction Evaluation Guidance for Municipal Wastewater Treatment Plantas*. 83 pp.
- EVARSA (Evaluación de Recursos Hídricos S.A.). 1996. *Acumulación de Sedimentos en Embalses y Lagos*. Informe técnico. 21 pp.
- EVARSA (Evaluación de Recursos Hídricos S.A.). 1996. *Batimetría del Embalse El Tunal (Provincia de Salta)*. Informe para Hidroeléctrica Río Juramento S.A. 8 pp.
- FELFÖLDY, L. 1987. Biological water classificatio. *In*: L. Felföldy (ed.), *Vizügyi Hidrobiologia, VGI*, Budapest, 258 pp.
- FORSBERG, C., S.RYDING, A. CLAESSION Y A. FORSBERG. 1978. Water chemical analyses and/or algal assay?. *Mitt. Internat. Verein. Limnol.* 21: 352 –363.
- FRASER, A.S., M.MEYBECK, E.D. ONGLEY. 1995. *Water Quality of World River Basins*. UNEP Environment Library N°14. 40 pp.
- FRENGUELLI, J. 1935. Diatomeas de la Mar Chiquita al Norte de Mar del Plata (Provincia de Buenos Aires). *Notas Mus. La Plata, n.s., Bot.*, 1: 121 – 140.
- FRESENIUS, W.; W. SCHNEIDER, B. BÖHNKE, K. PÖPPINGHAUS (eds.). 1989. *Waste water technology: origin, collection, treatment and analysis of waste water*. New York, Springer-Verlag.
- GANAPATI, S.V. 1970. Ecology of tropical waters. *Hidrobiologia* 29: 148 – 162.
- GARCÍA DE EMILIANI, M.O. 1981. Fitoplancton de los principales cauces y tributarios del valle aluvial del río Paraná: tramo Goya-Diamante. *Rev. Asoc. Cienc. Nat. del Litoral* 12: 112- 125.
- GARNIER, J. 1992. Typical and atypical features of phytoplankton in a changing environment: eight years of oligotrophication in a recently created sand-pit lake (Créteil Lake, Paris suburb, France). *Arch. Hydrobiol.* 125: 463 – 478.
- GEIDER, R.J. & B.A.OSBORNE. 1992. *Algal photosynthesis. The measurement of algal gas exchange*. Ed. Chapman & Hall, New York. 256 p.
- GELDREICH, E.E., BORDNER R.H., HUFF C.B., CLARK H.F. and KABLER P.W. 1968. Type distribution of coliform bacteria in the feces of warm-blooded animals. *J. Water Pollut. Control. Fed.* 34: 295 –301.
- GEMS AGUA 1993. *Guía Operativa. Programa sobre Monitoreo y Evaluación Global de la Calidad del Agua*. GEMS (Sistema Global de Monitoreo Ambiental). UNEP/UNESCO/WHO/WMO. 3ª edición. 57 pp.
- GESAMP. 1988. Report of the Eighteenth Session, Paris 11- 15 April 1988. Reports and Studies N° 33, United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, Paris.
- GIANI, A. 1994. Limnology in Pampulha Reservoir: some general observations with emphasis on the phytoplankton community. *In Ecology and Human Impact on Lakes and Reservoirs in Minas Gerais*. Ed. SEGRAC-Belo Horizonte: 151 – 164.
- GOLTERMAN, H.L. 1975. *Physiological Limnology*. Elsevier eds. London, 340 pp.
- FIGUEREDO, C.C. & A.GIANI. 2001. Seasonal variation in the diversity and species richness of phytoplankton in a tropical eutrophic reservoir. *Hydrobiologia* 445: 165 – 174.
- GILDERHUS, P.A. 1966. Some effects of sublethal concentrations of sodium arsenite on bluegills and the aquatic environment. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 95: 289.
- GONZALEZ DE INFANTE, A. 1988. *El plancton de las Aguas Continentales*. Monografía N° 33, Serie de Biología. OEA, 130 pp.
- GRAYSON, R.B., C.J.GIPPEL, B.L.FINLAYSON and B.T.HART. 1997. Catchment-wide impacts on water quality: the use of “snapshot” sampling during stable flow. *Journal of Hydrology* 199:121 – 134.

- GROSS, A. 1986. *Abonos: Guía práctica de la fertilización*. 7° edición, Editorial Mundi-Prensa, Madrid. 450 pp.
- HAKANSON, L. 1996. On representative lake data and management models for lake ecosystems-a discussion of basic concerns. *Journal of Aquatic Ecosystem Health* 5: 265 – 274.
- HARRIS, G.P. 1986. *Phytoplankton Ecology: Structure, Function and Fluctuation*. Chapman and Hall, London.
- HASLE, G.R. & A. FRYXELL. 1970. Diatoms: Cleaning and mounting for light and electron microscopy. *Trans. Micr. Soc.* 89(4) : 469 – 474.
- HE, F., P.LEGENDRE, C. BELLEHUMEUR & J.V.LAFRANKIE. 1994. Diversity pattern and spatial scale: a study of a tropical rain forest of Malaysia. *Environ. Ecol. Statist* 1: 265 - 286.
- HEM, J.D. 1970. *Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water*. Paper 1473, Geological Survey Water-Supply, US Government Office, Washington, 362 pp.
- HENRY, R., J.G.TUNDISI, M.C.CALIJURI, M.S.R. de IBÁÑEZ, O.MITAMURA, T.MATSUMURA-TUNDISI, O.ROCHA, E.L.G.ESPINDOLA and S.M.GUILLÉN. 1997. Addition of phosphate and ammonia and their effects on primary productivity by phytoplankton of lake Dom Helvécio in experiments using large enclosures. In: J.G.Tundisi and Y.Saijo (eds.). *Limnological Studies on the Rio Doce Valley Lakes, Brazil*. Porto Alegre pp.391 – 396.
- HOADLEY, AW and B.J. DUTKA (eds.). 1977. *Bacterial indicators/Health hazards associated with water*. ASMT special Technical Publication 635. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, 356 p.
- HOTZEL, G. and CROOME, R. 1996. Population dynamics of *A. granulata*(Ehr.) Simonsen (Bacillariophyceae, Centrales), the dominant alga in the Murray River, Australia. *Arch. Hydrobiol.* 136: 191 – 215.
- HUISMAN, J. & F.J. WEISSING. 1999. Biodiversity of plankton by species oscillations and chaos. *Nature* 402: 407 – 411.
- HUGHES, B.D. 1978. The influence of factors other than pollution on the value of Shannon' s diversity index of benthic macroinvertebrates in streams. *Water Res.* 12: 359 – 364.
- HUSTEDT, F. 1931. Diatomeen aus dem Feforvatn in Norwegen. *Arch. Hydrobiol.* 22: 537 –545.
- HUSTEDT, f. 1950. Die Diatomeenflora nordwestdeutscher Seen mit besonderer Berücksichtigung desholsteinischen Seengebiets. *Arch. Hydrobiolog.* 41: 169 – 212.
- HUTTER, L.A. 1984. *Laborbücher Chemic; Wasser und Wasser- untersuchung*. Frankfurt. Verlag Sauarländer, 344 pp.
- INDEC (Instituto Nacional de Estadísticas y Censos). 1991. *Censo Nacional Agropecuario 1988. Resultados Generales*. Provincia de Salta. N°23. Buenos Aires, Argentina.
- ILMAVIRTA, V. 1983. The role of flagellated phytoplankton in chains of small brown-water lakes in southern Finland. *Ann. Bot. Fennicia* 20: 187- 195.
- IRURTIA, C.B. 1990. *Erosión Hídrica: técnicas para su control*. FAO, Santiago de Chile.
- INTA (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria). 1990. *Atlas de Suelos de la República Argentina*. Tomo I y II, 731 pp.
- INTERSTATE WATER POLLUTION CONTROL COMMISSION. 1970. *Controlling the Effects of Industrial Wastes on Sewage Treatment*, Wesleyan University, Connec.U.S.A. 234 pp.
- IRURTIA, C.B. 1990. *Erosión Hídrica: técnicas para su control*. FAO, Santiago de Chile.
- IZAGUIRRE, I., DEL GIORGIO, I. O' FARRELL Y G. TELL. 1990. Clasificación de 20 cuerpos de agua adino-patagónicos (Argentina) en base a la estructura del fitoplancton estival. *Cryptogamie, Algol.*, 11: 31 –46.
- JONES, J.G. 1979. A guide to methods for estimating microbial numbers and biomass in freshwater. *Scient. Publ. Freshwat. Biol. Ass.* 39: 1 – 107.
- JORGENSEN S.E. y R.A. VOLLENWEIDER. 1989. *Problemas de Lagos y Reservorios*. In: *Directrices para la gestión de lagos*. S.E.Jorgensen y R.A.Wolleweider (eds.).Vol 1; pags.27 – 42. International Lake Environment Committee Foundation. UNEP. Japan.
- KARR, J.R. 1991. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications*,1:66-84.
- KARR, J.R. 1995a. Protecting aquatic ecosystems: clean water is not enough. *In Biological Assessment and Criteria. Tools for Water Resource Planning and Decision Making*.W.S.Davies and T.P.Simon (eds.), pp.7-13. Lewis, Boca Raton.
- KARR, J.R. 1995b. Ecological integrity and ecological health are not the same. *In: Engineering Within Ecological Constraints*. P.Schulze (ed.), pp.97-109. National Academic Press, Washington, D.C.
- KOBAYASI, H. S.MAYAMA. 1989. Evaluation of river water quality by diatoms. *The Korean Journal of Phycology*, v.4: 121 – 133.
- KRAMMER, K. & H.LANGE-BERTALOT. 1986. *Bacillariophyceae 1. Teil: Naviculaceae*. In: *Süsswasserflora von Mitteleuropa*, G. Fischer, Jena, 2(1): 1 – 876.
- KRAMMER, K. & H.LANGE-BERTALOT. 1988. *Bacillariophyceae 2. Teil: Ephitemiaceae, Surirellaceae*. In: *Süsswasserflora von Mitteleuropa*, G. Fischer, Jena, 2(2): 1 – 596.

- KRAMMER, K. & H. LANGE- BERTALOT. 1991. Bacillariophyceae 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. In: Süßwasserflora von Mitteleuropa, G. Fischer, Jena, 2 (3): 1 – 576.
- KRAMMER, K. & H.LANGE-BERTALOT. 1991. Bacillariophyceae 4. Achnanthaceae. 2/4. G.Fischer, Stuttgart, New York.
- KELLERHALS, R. and M. CHURCH. 1989. The morphology of large rivers: characterization and management. Can. Spec. Publs Fish. Aquat. Sci 106: 31 – 48.
- KELLY,M.G. & B.A. WHITTON. 1995. The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. Journal of Appl. Phycol. 7: 433- 444.
- KRUSE, E., R. CASANOVA y A. FRESCA. 1994. Proceso de colmatación en embalses del noroeste argentino. Tankay I: 14 – 16.
- KRONVANG, B., R.GRANT and A.L.LAUBEL. 1997. Sediment and phosphorus export from a lowland catchment: quantification of sources. Water, Air and Soil Pollution 99: 465 – 476.
- KYONG HA, W.K. & G.J.JOO. 1998. The phytoplankton sucesion in the lower part of hypertrophic Nakdon River (Mulgum), South Korea. Hydrobiologia 369/370: 217 – 227.
- LANDWEHR, J.M. and R. DENNINGER. 1976. Comparison of Several Water Quality Indices. Water Pollution Control Fed. 48 (5): 954 – 958.
- LAWA- LANDAMT FÜR WASSER UND ABFALL NORDRHEIM-WESTFALEN. 1982. Richtlinie für die Ermittlung der Gewässergute Klasse. Dusseldorf, Herausgeber: Lawa, 12 pp.
- LANGE-BERTALOT, H. 1978. Eine revision zur Taxonomic der Nitzschiae Lanceolatae Grunow. Nova Hedwigia, 28: 253 – 307.
- LANGE-BERTALOT, H. 1979. Pollution tolerance of diatoms as a criterion for water quality estimation. Nova Hedwigia, Weiheim, v.64: 285 – 304.
- LANGE-BERTALOT, H. 1980.Zür systematischen Bewertung der bandförmigen Kolonien bei Navicula und Fragilaria. Nova Hedwigia 33: 723 – 787.
- LAWA. 1982. Landamt für wasser und abfall nordrhein-Westfalen. Richtline für die Ermittlung der Gewässergute Klasse. Düsseldorf, Herausgeber, 12 pp.
- LEARSSON, U. and A.ANGSTROM. 1979. Phytoplankton exudates release as an energy source for the growht of pelagic bacteria. Mar. Biol. 52: 199 – 206.
- LEE G.F. and JONES R.A. 1986. Determination of nutrient limiting maximum algal biomass in waterbodies. Journ. Water Research 16: 503 - 515.
- LIEBMANN, H. 1962. Handbuch der Frischwasser-und Abwasserbiologie, vol.1 (2 Aufl.) München: R.Oldenbourg, 588 pp.
- LINS, H.F., D.M.WOLOCK, G.J. McCABE. 1997. Scale and modeling issues in water resources planning. Climatic Change 37: 63 – 88.
- LIKENS, G.E. Beyond the shoreline: A watershed-ecosystem approach. Verh. Int. Ver. Theor. Ang. Limnol. 22: 1 – 22.
- LIVINGSTONE, D.A. 1963. Chemical composition of rivers and lakes in Data of Geochemistry. 6th ed., U.S.Geol. Survey Prof. Paper 440-G, G1-G64.
- LOBO, E.A., V.L.CALLEGARO, M.A. OLIVEIRA, S.E.SALOMONI, S.SCHULER and K.ASAI. 1996. Pollution Tolerant Diatoms from lotic systems in the Jacuí Basin, Río Grande do Sul, Brazil. Iheringia, Sér. Bot. Porto Alegre, 47: 45 – 72.
- LOCASIO DE MITROVICH, C.A., A. VILLAGRA DE GAMUNDI, B.C.TRACANNA, C.SEELIGMANN y C. BUTÍ. 1997. Situación actual de la Problemática limnológica de los embalses de la provincia de Tucumán (Argentina). Lilloa 39: 81 –93.
- LOEZ,C.R. & A. SALIBIAN. 1990. Premières données sur le phytoplancton et les caractéristiques physico-chimiques du rio Reconquista (Buenos Aires, Argentine). Rev. Hydrobiol. Trop. 23: 283 – 296.
- LOEZ, C.R. and M.L.TOPALIÁN. 1999. Use of algae for monitoring rivers in Argentina with special emphasis for the Reconquista River (region of Buenos Aires). In: J.Prygiel, Whitton B.A. and Bukowska, J. (eds.). Use of algae for monitoring rivers. III^o, Dovai, 271 pp.
- LOMNICZI, I., H.MUSSO and G. MORALES. 1998. Boron Content of the General Belgrano Reservoir in Cabra Corral (Province of Salta, Argentina). Anales de la Asociación Argentina de Química.
- LUQUE, M.E., A.L. MARTINEZ DE FABRICIUS & E.N.GARI. 1994. El componente algal en transporte en ríos y arroyos serranos de la cuenca del río Cuarto (Córdoba, Argentina). Tankay 1: 55 – 57.
- LUQUE,M.E., N.GARI & A.L. MARTINEZ DE FABRICIUS. 1997. Análisis cualitativo-cuantitativo de la flora algal en el tramo superior de la cuenca del rio Chocancharava (ex Cuarto) (Córdoba, Argentina). Revista UNRC 17: 49 – 67.
- LLOP, A. 1993. La demanda de agua de riego en condiciones de salinidad. VI° Congreso Nacional del Agua, 1973.
- MAIDANA, N.I. 1985. Contribución al estudio taxonómico de las Diatomeas (Bacillariophyceae) de la Provincia de Misiones, República Argentina. Tesis Doctoral Universidad Nacional de Buenos Aires. 276 p.
- MAIDANA, N.I. 1997. Diatomeas Continentales: Taxonomía y Biología. Cartilla del Curso de Postgrado, Universidad Nacional Buenos Aires, Marzo de 1997.

- MARGALEF, R. 1997. Diversity and biodiversity. Oldendorf/Luhe, Germany. Excellence in Ecology 10: 106 – 134.
- MARTINEZ DE FABRICIUS, A.L., M.C. FERNANDEZ BELMONTE, E.N. GARI & M.del C. CORIGLIANO. 1988. Análisis del componente algal en transporte en ríos y arroyos del Valle de Calamuchita (Córdoba, Argentina). Revista UNRC 8: 95 – 110.
- MARTINEZ DE FABRICIUS, A.L. & M. del C. CORIGLIANO. 1989. Composición y distribución de comunidades algales en el río Ctlamochita (Córdoba, Argentina). Revista UNR 9: 5 – 13.
- MARTINEZ DE MARCO, S. B.TRACANNA, N.ROMERO, P.CHAILE y M.J.AMOROSO. 2000. Estudio limnológico del embalse Dr. C. Gelsi (Tucumán, Argentina). Memorias del XVIIIº Congreso Nacional del Agua: 305- 306.
- MENEZES, M. 1994. Fitoflagelados pigmentados de quatro corpos d' agua da região sul do município do Rio de Janeiro, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. Tesis doctoral, Universidade de Sao Paulo. 365 pp.
- METCALF & EDDY. 1996.Wastewater engineering. Treatment, disposal and reuse, 3º edition, revised by G. Tchobanoglous and F. Burton, Mc Graw-Hill Book, Singapore.
- MEYBECK, M. and R. HELMER. 1989. The quality of rivers: from pristine state to global pollution. In: Palaeogeogr. Palaeoclim., Palaeocol. (Global Planet Change Sect.) 75, Elsevier, pp. 283 – 309.
- MEYBECK, M., G. FRIEDRICH, R. THOMAS and D. CHAPMAN. 1996. Rivers. In: D. Chapman (ed.). Water Quality Assessments. E &FN Spon, London. 2nd edition, 243 – 318.
- MEYER, J.L. 1997. Stream health: incorporating the human dimension to advance stream ecology. Journal of the North America Benthological society, 16:439 – 447.
- MEYBECK, M., LAROCHE, L., DÜRR H. and J.P.M.SYVITSKI. 2003. Global variability of daily total suspended solids and their fluxes in rivers. Global and Planetary Change 39: 65 – 93.
- MILLIMAN, J.D. and R.H. MEADE. 1983. World-wide delivery of river sediment to the oceans. In J. Geology, 91(1): 1 – 21.
- MILLIMAN, J.D. and SYVITSKI, J.P.M. 1992. Geomorphic/tectonic control of sediment discharge to the ocean: the importance of mountainous rivers. In J. Geology, 100(5): 525 – 554.
- MIRANDE, V. 2001. Dinámica del fitoplancton del río Gastona (Tucumán, Argentina) en relación a la calidad de sus aguas. Tesis Doctoral, Universidad Nacional de Tucumán, 271 pp.
- MONASTERIO DE GONZO, GLADYS. 2003. Peces de los ríos Bermejo, Juramento y Cuencas Endorreicas de la Provincia de Salta. Museo de Ciencias Naturales de Salta, 243 pp.
- MORAÑA, L.B. 1998. Estudio de la calidad del agua en un subsistema de ríos de la provincia de Salta sometidos a acción antrópica. Tesis de Maestría, Universidad Nacion del Litoral, 81 pp.
- MORAÑA, L.B. 2005. Limnología de los ambientes lóticos pertenecientes a la Alta Cuenca del río Bermejo (Argentina). Tesis Doctoral, Universidad de Buenos Aires. 168 pp.
- MORGUÍ, J.A., ARMENGOL J., AND RIERA, J.L. 1990. Evaluación limnológica del estado de los embalses españoles: Composición iónica y nutrientes. In "Terceras Jornadas Españolas de Presas", pp. 652 – 668, Barcelona.
- MOSA, S.G., V. NUÑEZ. 2001. Análisis granulométrico e hidrométrico de muestras de los sedimentos del Embalse de Cabra Corral (Provincia de Salta). Informe Hidroeléctrica Río Juramento. 42 pp.
- MOSA, S.G. Y H.A. REGIDOR. 2003. Informe anual del Programa de monitoreo de calidad de aguas, de ambientes favorables para enfermedades hídricas y control de la ictiofauna de los embalses de Cabra Corral, Peñas Blancas y El Tunal. Convenio IRNED (Universidad Nacional de Salta)-Hidroeléctrica Río Juramento S.A.
- MOSELLO, R., A. LAMI, A. MARCHETTO, M.ROGORA, B.WATHNE, L.LIEN, J.CATALÁN, L. CAMARERO, M.VENTURA, R.PSENNER, K.KOINIG, H.THIES, S.SOMMARUGA-WÖGRATH, U.NICKUS, D.TAIT, B.THALER, A.BARBIERI AND R.HARRIMAN. 2002. Trends in the water chemistry of high altitude lakes in Europa. Water, Air, and Soil Pollution:Focus 2: 75 – 89
- MUCHOVEJ, R.M.C., J.E.RECHCIGL. 1995. Nitrogen fertilizers. En Rechcigl J.E. (ed.). Soil amendments and environmental quality.CRC Lewis Pub. Florida, pp. 2- 48.
- MUSSO DE DIP, H., R.PEREYRA e I.LOMNICZI DE UPTON. 1992. La concentración de boro en las aguas del Valle de Lerma. Actas IIº Congreso Regional del NOA y su Medio Ambiente. Consejo de Investigación de la Universidad Nacional de Salta, pags.375- 381..
- NADIR, A. y T. CHAFATINOS. 1990. Los Suelos del N.O.A. Vol. Iº y IIº. Dirección de Publicaciones e Impresiones de la Universidad Nacional de Salta, 551 pp.
- NAS (National Academy of Sciences). 1974. Water quality criteria. U.S. Government Printing Office, Washington. 260 pp.
- NIEMI, J.S., NIEMI R.M. and P. PAJAKKO. 1994. Long-term temporal variation of hygienic indicator bacteria in a river. Verh. Internat. Verein. Limnol. 25: 1901 – 1909.
- NTAC (National Technical Advisory Committee). 1978. Water quality criteria. U.S. Government Printing Office, Whasginton, 186 pp.
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development). 1982. Eutrophication for water: monitoring, assessment and control. Paris. 10 pp.

- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development). 1992. El Control de la Eutrofización en Lagos y Pantanos. Ed. Pirámide, Madrid. 375 pp.
- O' FARREL, I., I. IZAGUIRRE y A. VINOCUR. 1996. Phytoplankton ecology of the lower Paraná River (Argentina). Arch. Hydrobiol. Suppl., 115/Large Rivers, 11 (1): 75 - 89.
- OTT, W.R. 1978. Environmental Indices, Theory and Practice. Ann Arbor Science Publishers, Michigan, 346 p.
- PADISÁK, J. 1993. The influence of different disturbance frequencies on the species richness, diversity and equitability of phytoplankton in shallow lakes. Hydrobiologia 249: 135 – 156.
- PANTLE, R. and H. BUCK. 1955. Biological monitoring of water bodies and the presentation of results. Gas und Wasserfach 96: 604 pp.

- PANZERI, G.A. y M.M.SALUSSO. 2000. Estimación de nutrientes y materia orgánica proveniente de fuentes difusas y puntuales en la Alta Cuenca del Río Juramento (Salta). Cuadernos del CURIHAM 6(1): 48 - 60.
- PARSONS, BRINCKERHOFF, HALL & MAC DONALD. 1955. Informe sobre el aprovechamiento de los afluentes superiores del río Pasaje o Juramento para Agua y Energía de la República Argentina. Tomo II°. 540 pp.
- PATRICK, R. & C.W. REIMER. 1966. The Diatoms of the United States exclusive of Alaska and Hawaii. Vol. 1. Acad. Nat. Sci. Phil., Monogr. 13: 1 – 688.
- PATRICK, R. & C.W. REIMER. 1975. The Diatoms of the United States exclusive of Alaska and Hawaii. Vol. 2 Acad. Nat. Sci. Philadelphia. Mong. 13: 1 – 213.
- PEDROZO, F., S. CHILLRUD, P. TEMPORETTI AND M. DÍAZ. 1993. Chemical composition and nutrient limitation in rivers and lakes of northern Patagonian Andes (39.5°-42°S; 71° W)(Rep. Argentina). Verh. Internat. Verein. Limnol. 25: 207- 214.
- PEDROZO, F. and C.BONETTO. 1989a. Nitrogen and phosphorus transport in the Bermejo River (South America). Rev. Hydrobiol. trop. 20(2):91 – 99.
- PEDROZO, F. and C. BONETTO. 1989 b. Influence of river regulation on nitrogen and phosphorus mass transport in a large South American River. Regulated Rivers: Research & Management, vol. 4: 59 – 70. John Wiley & Sons.
- PEREZ ROLDÁN, G, 1992. Fundamentos de Limnología Neotropical. Editorial Universidad de Antioquia, Colombia. 529 pp.
- PERRY, J., E. VANDERKLEIN. 1996. Water Quality: Management of a natural resource. Blackwell Science, London. 638 pp.
- PETTS, G.E. 1984. Impounded rivers. Wiley, Chichester.
- PICK, F.R, C. NALEWAJKO and D.R.S.LEAN. 1984. The origin of a metalimnetic chrysophyte peak. Limnol. Oceanogr. 29:960 –971.
- PONTUSSI, E.P. 1995. Geografía del Noroeste Argentino. Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Salta. pp. 225.
- PRYGIEL, J. & M. LEITAO. 1994. Cyanophycean blooms in the reservoir of Val Joly (Northern France) and their development in downstream rivers. p. 85-96. In: J.-P.Descy, C.S.Reynolds & Padisák (eds.). Phytoplankton in Turbid Environments: Rivers and shallow Lakes. Kluwer Academic Publishers. Belgium.
- PRYGIEL, J. and M.COSTE. 2000. Guide Méthodologique pour la mise en oeuvre de l' Indice Biologique Diatomées. Agence de l' Eau, Cemagref. Paris.134 pp.
- QUIRÓS, R. 1988. Relationships between air temperature, depth, nutrients and chlorophyll in 103 Argentinian lakes. Verh. Internat. Verein. Limnol. 23: 647 – 658.
- QUIRÓS, R. 1991. Empirical relationships between nutrients, phyto and zooplankton and relative fish biomass in lakes and reservoirs of Argentina. Verh. Internat. Verein. Limnol. 24: 1198 – 1206.
- RAMÍREZ GONZÁLEZ, A. y G. VIÑA VIZCAÍNO. 1998. Limnología Colombiana. Fundación Universidad de Bogotá. 293 pp.
- RASMUSEN, P.E., P.W.B. FRISKE, L.M.AZZARIA and R.G.GARRET. 1998.Mercury in the Canadian Environment: Current Research Challengers. Geoscience Canada 25(1): 1-14.
- RHEINHEIMER, G. 1987. Microbiología de las Aguas. Editorial Acribia, España. 299 pp.
- REYNOLDS, C.S. 1980. Phytoplankton assemblages and their periodicity in stratifying lake systems. Holartic Ecology 3: 141 – 159.
- REYNOLDS, C.S. 1982. Phytoplankton periodicity: its motivation, mechanisms and manipulation. Annual Report of Freshwater Biological Association 50:60 – 75.
- REYNOLDS, C.S. 1988. Functional morphology and adaptative strategies of freshwater phytoplankton. In: Sandgren, C. (ed.). Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton, Cambridge University Press, London. 210 pp.
- REYNOLDS, C.S. 1993. Scales of disturbance and their importance in plankton ecology. Hydrobiol. 249: 157 – 171.

- REYNOLDS, C.S.; J.-p.DESCY & J.PADISÁK. 1994. Are phytoplankton dynamics in rivers so different from those in shallow lakes?. p. 1-6. *In*: J.-P.Descy, C.S.Reynolds & J.Padisákl (eds.).Phytoplankton in Turbid Environment: Rivers and Shallow Lakes. Kluwer Academic Publishers. Belgium.
- RICHARDS, L.A. 1966. A soil salinity sensor of improved desing. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 30: 333-337.
 - RICHARDS, K. 1982. Rivers: Forms and Process in Alluvial Channels, Methuen, London,pp. 356.
 - RODRIGUEZ, A., M.AVENA, M.I.RODRÍGUEZ, A.COSSAVELLA, C.ORNÁ, S.del OLMO, N.LARROSA, R.BAZÁN y M.CORRAL. 2000. Estimación de aportes de nutrientes de fósforo a los embalses San Roque y Los Molinos en Córdoba, Argentina. e implicancias en su gestión. AIDIS 60: 45 – 51.
 - RUIBAL CONTI, A.L., A. BUSTAMANTE, F.LÓPEZ, M.GRANERO y C. BERRA. 2000. Monitoreo ambiental y caracterización limnológica de un cuerpo de agua eutroficado: Lago San Roque. Memorias XVIIIº Congreso Nacional del Agua: 235 - 236.
 - RYDING, S.-O. and W.RAST. 1992. El control de la eutrofización en lagos y pantanos. Unesco. Ediciones Pirámide, Madrid. 375 p.
 - SALUSSO, M.M., L.B.MORAÑA y V. LIBERAL. 1997. Procesos de Autodepuración en ríos del Valle de Lerma, Salta (Argentina). Cuadernos del CURIHAM (Centro Universitario Rosario de Investigaciones Hidroambientales) 3 (4): 27 – 38. ISSN: 1514 – 2906.
 - SALUSSO, M.M. 1998. Evaluación de la calidad del agua de dos ríos del Valle de Lerma (Salta) sometidos a acción antrópica. Tesis de Magister en Ecología Acuática Continental de la Universidad Nacional del Litoral. 94 pp.
 - SALUSSO, M.M.y L.B.MORAÑA. 2000 a. Características físicas, químicas y fitoplancton de ríos y embalses de la Alta Cuenca del río Juramento (Salta, Argentina). Natura Neotropicalis 31(1-2): 29 – 44.
 - SALUSSO, M.M. 2000b. Incidencia de una industria de curtiduría en la calidad del agua en la Subcuenca del Río Rosario (Alta Cuenca del Juramento, Salta). Anales Asoc. Química Argentina 88(5-6): 65-72.
 - SALUSSO, M.M. 2000c. Variabilidad temporo-espacial en la calidad del agua del río Juramento (Cuenca Superior, Salta). Memorias XVIIIº Congreso Nacional del Agua, pp 299-230.
 - SALUSSO, M.M., L.B.MORAÑA y J. GODOY. 2001. Diagnóstico y evaluación de la contaminación de los recursos hídricos de la Alta Cuenca del Juramento –Provincia de Salta. Consejo Federal de Inversiones.
 - SALUSSO, M.M. y L.B.MORAÑA. 2002. Comparación de índices bióticos utilizados en el monitoreo de dos sistemas lóticos del noroeste argentino. Rev. Biol. Trop. 50(1): 327 – 336.
 - SALUSSO, M.M. Y L.B.MORAÑA. 2004. Relación N/P en el embalse Cabra Corral (Alta Cuenca del Juramento, Salta). Actas XXVº Congreso Argentino de Química. pp 1288 – 1292.
 - SALTSBERG, E.R.; J.C. CUSHNIE. 1985. Centralized waste treatment of industrial wastewater. Park Ridge, NJ: Noyes Data Corporation.
 - SANDGREN, C. (ed.). 1988. Ecology and reproductive strategies of freshwater phytoplankton. Cambridge Univ. Press.
 - SARA VIA TOLEDO, C. 1996. Análisis de situación y lineamientos para un estudio de la cuenca del embalse Cabra Corral. Fundación para el Desarrollo del Chaco. 45 pags.
 - SCHÄFFER, A. 1984. Fundamentos de ecología e biogeografía das aguas Continentais. Porto Alegre. Editora da Universidade. UFRGS, 532 pp.
 - SCHINDLER, D.W. 1977. Evolution of phosphorus limitation in lakes: natural mechanisms compensate for deficiencies of nitrogen and carbon in eutrophied lakes. Science 195: 260 – 262.
 - SCIORTINO, J.B. y F.CAZÓN NARVÁEZ. 2003. Estudio del volumen de agua que ingresa al Embalse Cabra Corral. Evaluación de la situación actual.Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Salta, 27 págs.
 - SCHMIDT, A. 1994. Characteristics of the phytoplankton of the Southern Hungarian section of the River Danube. Hydrobiologia 289:97 – 108. J.P. Descy, C.S.Reynolds & J.Padisak (eds.). Phytoplankton in turbid environments: Rivers and shallow lakes. Kluwer Academic Publishers. Belgium.
 - SCHMIDT, R. M.T.DOKULIL, R.PSENNER AND . WANZENBÖCK. 2002. Ecological integrity: concept, assessment, evaluation: The Traunsee Case. Water, Air and Soil Pollution: Focus 2: 249 – 261.
 - SCRIMGEOUR, G.J. & D. WICKLUM. 1996. Aquatic ecosystem health and integrity: problems and potential solutions. Journal of the North American Benthological Society, 15: 254 – 1261.
 - SEELIGMAN, C.T. y B. TRACANA. 1994. Limnología del embalse El Cadillal (Tucumán-Argentina). II: Estudio cualitativo del fitoplancton. Cryptogamie, Algol. 15(1): 19 – 35.
 - SEELIGMAN, C.T.1998. Evaluación de la estructura y dinámica ficológica en el río Salí (Tucumán, Argentina) en relación al impacto de la contaminación antropogénica. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Tucumán. 191 pp.
 - SEOANEZ CALVO, M. 1996. Ingeniería del Medio Ambiente. Aplicada al Medio Natural Continental. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.701 pp.
 - SEOANEZ CALVO, M. 1998. Ecología industrial: ingeniería medioambiental aplicada a la industria y a la empresa. Ed. Mundi-Prensa, Barcelona.522 pp.
 - SMALL, M.J. 1989. Regional distribution of water quality derived as averages of Spatial random processes. Regional characteristics of water quality (ed. S. Ragone). pp 3 – 10. IANJ Publ. 182, Int. Assoc. Hydro. Sci.
 - SCHMIDT, A. 1874. Atlas der Diatomaceen- Kunde. R. Reisland, Leipzig, 472 láms.

- SIEGEL, S. 1972. Estadística no paramétrica. Editorial Trillas, México. 124 pp.
- SMITH, R.A., R.B.ALEXANDER & M.G.WOLMAN. 1987. Water-quality trends in the nation's rivers. *Science* 235: 1607 – 1615.
- SMALL, M.J. 1989. Regional distribution of water quality derived as averages of spatial random processes. Regional characteristics of Water Quality. S. Ragone (ed.), pp. 3 –10. IANJ Publ. 182, Int. Asso. Hydro. Sci.
- SMITH, R.A., R.B.ALEXANDER & M.G.WOLMAN. 1987. Water-quality trends in the nation's rivers. *Science* 235: 1607 – 1615.
- SMN (SERVICIO METEOROLÓGICO NACIONAL).2003. Estadística pluviométrica de Salta.
- SOLARI, C. 1995. Structure and dynamics of phytoplankton of the River Samborombón (Buenos Aires, Argentina). *Acta Hydrobiol.* 37: 231 – 241.
- SOMMER, U., J. PÁDISAK, C.S. REYNOLDS & P. JUHÁSZ-NAGY. 1993. Hutchinson's heritage: the diversity-disturbance relationship in phytoplankton. *Hydrobiologia* 249: 1- 7.
- SONZOGNI, W.C., JOTEITH,T.J. GACK, W.N. y HUGUES, V.G. 1978. United States Great Lakes tributary loadings. U.S.EPA & U.S. Task D. Committee.
- SRH (Secretaría de Recursos Hídricos). 1994. Selección de niveles guías de calidad del agua en función de los diferentes usos del recurso para los Países de la Cuenca del Plata.
- STOERMER, E. y J. SMOL. 1999. The Diatoms Applications for the Environmental and Earth Sciences. Cambridge University Press.
- STEFAN, H.G. 1994. Lake and Reservoirs Eutrophication: Prediction and Protection, Water quality and its Control. Balkema Publishers, Holanda.
- TARUSELLI, E.E., E. NAVAMUEL, R.N.ALONSO. 2000. El Dique Cabra Corral. Presa General Belgrano. Ed. Gotica, 143 pags.
- TECHNICAL STANDARD. 1982. Utilization and protection of waterbodies. Standing inland waters. Classification. Technical Standard 27885/01, Berlin (German Democratic Republic), 16 pp.
- TELL, G. & V. CONFORTI. 1986. Euglenophyta Pigmentadas de la Argentina. *Bibl. Phycol.* 75: 1 –301.J. Cramer, Berlin, Stuttgart.
- THORNTON, J.A. 1987. Aspects of eutrophication management in tropical/subtropical regions: A review. *Jour. Limnol. Soc. S. Afr.* 13: 25 – 43.
- THURSTON, R.V. 1974. Aqueous ammonia equilibrium calculations. fisheries Bioassay Laboratory Technical Report N° 74-1. Montana State University, Bozeman. p. 18.
- THOMPSON, L. 1974. El suelo y su fertilidad. 3° edición. Ed. Reverté, Barcelona (España), 409 pp.
- TUNDISI, J.G., M.-TUNDISI, O.ROCHA, J.G.GENTIL & N.NAKAMOTO. 1977. Primary production, standing-stock of phytoplankton and ecological factors in a shallow tropical reservoir. *Sem.Medio Ambiente y Represas 1* : 138 – 172.
- TRACANNA, B.C. 1985. Algas del noroeste argentino (excluyendo las Diatomophyceae). *Opera Lilloana* 35, Fundación Miguel Lillo, Tucumán. 136 pp.
- TRACANNA, B.C. & C. SEELIGMANN. 1992. Limnología del embalse El Cadillal (Tucumán, Argentina). III: estudio cuantitativo del fitoplancton. *Lilloa*, 38 (1): 65 – 74.
- TRACANNA, B.; V. MIRANDE Y C. SEELIGMANN. 1994. Variaciones del fitoplancton del embalse Río Hondo (Tucumán-Santiago del Estero, Argentina), en relación a la actividad azucarera. *Tankay*: 80 –82.
- TRACANNA, B., C.SEELIGMANN y V. MIRANDE. 1996. Estudio comparativo de la comunidad fitoplanctónica de dos embalses del noreste argentino. *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral* 27(1): 13 –22.
- TRACANNA, C. & S.N.MARTÍNEZ DE MARCO. 1997. Ficoflora del río Salí y sus tributarios en áreas del embalse Dr. C Gelsi (Tucumán-Argentina). *Natura Neotropicalis* 28 (1): 23-38.
- TRACANNA, B.C.; C.T. SEELIGMANN, V. MIRANDE, B. DE PARRA, L., M. T. DE PLAZA & F.M.MOLINARI. 1999. Cambios espaciales y temporales del fitoplancton en el embalse Río Hondo (Argentina). *Bol. Soc. Argent. Bot.*, 34 (1-2): 101-105.
- TRACANNA, B.C., S.MARTINEZ De MARCO, C.SEELIGMANN, S.ISASMENDI y A.ELIAS. 2000. Distribución vertical del fitoplancton del embalse Río Hondo, Argentina. *Memorias del XVIIIº Congreso Nacional del Agua*: 305 – 306.
- TURNER, R.E., N.N.RABALAIS, D.JUSTIC, Q.DORTCH. 2003. Future aquatic nutrient limitations. *Marine Pollution Bulletin* 46: 1032 – 1034.
- UNEP (United Nations Environment Programme). 1995. Water Quality of World River Basins. UNEP Environmental Library 14. Nairobi, Kenya, 40 pp.
- UNESCO. 1966. Determination of photosynthetic pigments in seawater (Monographs On Oceanographic Methodology).1. Report of Scor-Unesco. Working Group 17, Paris. 69 pp.
- UNESCO. 1992. El control de la eutrofización en lagos y pantanos. Sven-Olof Ryding y Walter Rast (eds.). Ediciones Pirámide, Madrid (España). .375 pp.
- U.S.Environmental Protection Agency. 1990. National water quality inventory. Rep. 440/5-90/003. Rep. to Congress. Washington, D.C. : Office of Water, USEPA-
- USEPA 1991. Methods for Aquatic Toxicity Identification Evaluations: Phase I, Toxicity Characterization Procedures. Second Edition. EP/600/6-91-003. National Effluent Toxicity Assessment Center, Duluth, Minnesota.

- USEPA. 1992. Toxicity Identification Evaluations: Characterization of Chronically Toxic Effluents, Phase I. EPA/600/6-91-005F. National Effluent Toxicity Assessment Center, Duluth, Minnesota.
- USEPA. 1993. Methods for Aquatic Toxicity Identification Evaluations: Phase II Toxicity Identification Procedures for Samples Exhibiting Acute and Chronic Toxicity.
- U.S.S.L.S.(United States Salinity Laboratory Staff). 1954. Diagnosis and Improvement of Saline Alkali Soils. USDA Handbook N°60, Washington, pp. 160.
- UTERMÖHL, H. 1958. Zür Vervollkommnung der quantitativen-Phytoplankton Methodik. Mitt int. Ver. Limnol. 9: 1 – 38.
- VALENCIA, R.F.J., A.B.LAGO, T.CHAFATINOS, R.A.IBARGUREN, R.P.MENEGATTI Y A.OCARANZA. 2003.Levantamiento de Suelos de los Valles Calchaquíes. 5 – 159.
- VAN DAM, H., A. MERIENS & J.SINKELDAM. 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. Netherlands Journal of Aquatic Ecology, 28(1): 117 - 133.
- VANNOTE, R.L. G.W.MINSHALL, K.W.CUMMINS, J.R.SEDELL and CUSHIN, C.E. 1980. The river continuum concept. Can.Journal Fish. Aquat. Sci 37: 130 - 137.
- VILELA, C.R. 1970. Hidrogeología. Opera Lilloana XVIII: 1- 420.
- VINCENT, W.F., W. WURTSBAUGH, C.L.VINCENT & P.J. RICHERSON. 1984. Seasonal dynamics of nutrient limitation in a tropical high-altitude lake (Lake Titicaca, Peru-Bolivia): application of physiological bioassays.Limnol. Oceanogr. 29: 540 – 552.
- VOLLENWEIDER, R.A. 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 33: 53 – 83.
- WALKER, K.F. 1992. Water quality for agriculture. In: The Rivers Handbook. Calow & Petts, eds. Blackwell Scientific Publication, London. 482 pp.
- WALKER, K.F. 1995. A review of the ecological effects of river regulation in Australia. Hydrobiologia 125: 111 – 129.
- WALLING, D.E. AND WEBB, B.W. 1983. Patterns of sediment yield. In Background to Palaeohydrology, K.J.Gregory (ed.), John Wiley, pp. 69 – 100.
- WARD, J.V. 1982. Ecological aspects of stream regulation: responses in downstream lotic reaches. Wat. Pollut. Mgmt Rev.(New Delhi) 2: 1 – 26.
- WARD, J.V. 1984. Diversity patterns exhibit by the Plecoptera of a Colorado mountain stream. Anns Limnol 20: 123 – 128.
- WARD, J.V. and J.A. STANFORD. 1995. The serial discontinuity concept: extending the model to floodplain rivers. Regulated Rivers 10: 1598.
- WARD, J.V. 1998. Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. Biological Conservation 83 (3): 269 – 278, Great Britain.
- WATANABE, T.K., A. ASAI AND A. HOUKI. 1990. Numerical simulation of organic pollution in flowing waters. In: Cheremisinoff, P.N. (ed.). Encyclopedia of Environmental Control Technology, Hazardous Waste Containment and Treatment. Houston, Gulf Pvd. v.4, p.251 – 281.
- WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION. 1977. Wastewater Treatment Plant Design, Manual of Practice, N°8. 430 pp.
- WETZEL, R.G. 2001. Limnology. Lake and river ecosystems. Third edition. Academic Press and Elsevier Science, United States. 1006 pp.
- WHITTON,B.A. AND M.G.KELLY. 1995. Use of algae and other plants for monitoring rivers. Aust.J.Ecol. 20: 45 – 56.
- WIENS, J.A. 1989. Spatial scaling in ecology. Functional Ecology 3: 385 – 397.
- WHO (World Health Organization). 1986. Environmental Health Criteria 54, Ammonia.International Programme on Chemical Safety, World Health Organization, Vammala, Finland.
- WHO (World Health Organization). 1992. GEMS/WATER Operational Guide. Third edition. Geneva.
- WOLF, H.W. 1972. The coliform count as a measure of water quality. p- 333 – 361. In: R. Mitchell (ed.). Water Pollution Microbiology. Wiley- Interscience. New York.
- WOLF, H. de 1982. Methods of coding of ecological data from Diatoms for computer utilization. Mededel. Rijks Geol. Dienst., 36(2): 95- 110.
- WOLMAN , M.G. AND J.P. MILLER. 1960. Magnitude and frequency of forces in geomorphic process. J. Geol., 68: 54 – 74.
- WU Y. and C.E. GIBSON. 1996. Mechanisms controlling the water chemistry of small lakes in Northern Ireland. Wat. Res. 30(1): 178 – 182.
- ZALOCAR DE DOMITROVIC, Y. & N.I.MAIDANA. 1997. Taxonomic and ecological studies of the Paraná River diatom flora (Argentina). Bibliotheca Diatomologica.Band 14. J.Cramer (ed.), Berlin.121 pp.

