



Facultad de Ciencia del Ambiente y la Salud.



Calidad del agua del Arroyo Durán y su relación con la Comunidad de Hidrófitos

TESIS PARA LA OBTENCIÓN DE TÍTULO DE GRADO
LICENCIATURA EN
SANEAMIENTO Y PROTECCIÓN AMBIENTAL

Lorena Edith, Arévalo Pérez

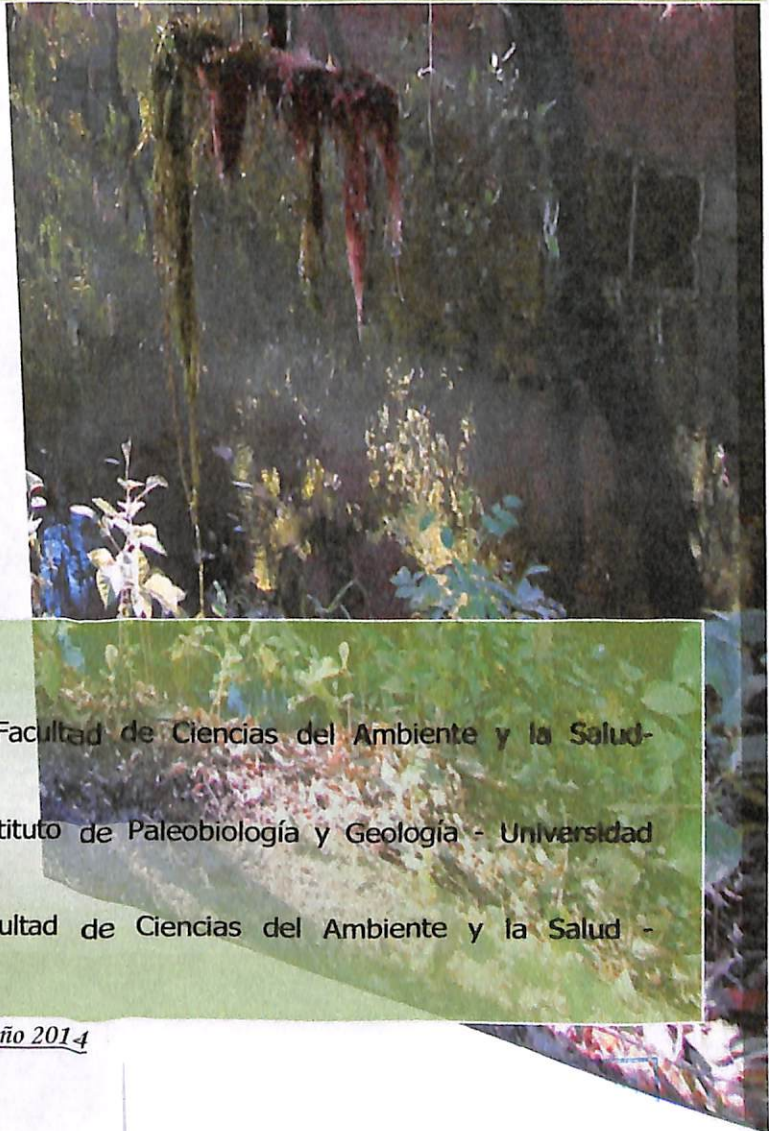
Directores de tesis

Director: Lic. M. Cecilia Navarro –Facultad de Ciencias del Ambiente y la Salud–
Universidad Nacional del Comahue.

Co-Director: Lic. Pablo Macchi –Instituto de Paleobiología y Geología - Universidad
Nacional de Río de Negro.

Tutor: Lic. Eugenia Hollman - Facultad de Ciencias del Ambiente y la Salud -
Universidad Nacional del Comahue.

Año 2014



AGRADECIMIENTOS:

En esta etapa que concluye, debo agradecer en primer lugar a mis padres, que nos inculcaron que la educación es la mejor herramienta para la vida, a ellos y a mis hermanas, Susy y Ely, que han estado siempre para brindarme su amor, apoyo, confianza, ánimos y buenos deseos en todas las etapas de mi vida. Los amo!!!

También quiero agradecerle a mi hermana Susy por ayudarme con fotocopias, impresiones y tantas otras cosas durante mi carrera, parte de este esfuerzo y logro es tuyo!! Muchas Gracias hermanita!!

A mis amigos del alma, Silvana, Carolina, Sofía y Julio, gracias por estar siempre presentes, a Victoria, Zahira, Julieta y Patricia gracias por ser mis amigas, por todos los momentos que compartimos. A todos, gracias por incentivar-me a terminar la tesis... Gracias por ser parte de mi vida!!!

Quiero agradecer también a las personas imprescindibles en la realización de este trabajo de tesis, Cecilia Navarro, mi directora de tesis, y en especial quiero agradecerle a Pablo Macchi, mi Co- Director, por su compromiso, asesoramiento, apoyo y confianza, sobre todo en momentos difíciles, fueron fundamentales para realizar este trabajo. Muchas Gracias Pablo!!!

A Santiago Giordano, Julio Franzel y Fernando Mora debo agradecerles por ser mis compañeros y además por ayudarme durante los muestreos, así también a Eugenia Hollmann que colaboró con muestreos, información y correcciones. También a Maira y Vicky por ayudarme con información para la tesis.

También quiero agradecer a mis compañeros de facultad, que entre clases, mates, salidas de campo, días y noches de estudios... tantas cosas compartidas se convirtieron en amigos; Julio Caffa, Maira Kraser, Sebastián Álvarez, Alejandro Laserna, Leandro López, Santiago Giordano y Pablo Ugalde.

Quiero agradecer a la Universidad Nacional del Comahue y a la Facultad de Ciencias del Ambiente y la Salud, por brindarme la posibilidad de obtener mi título de grado, gracias también a todos los docentes y ayudantes, presentes en mi formación

profesional. A Miriam con sus clásicas corridas entre clases y pasillos, siempre atenta a lo que necesitábamos los alumnos. A Ana y a Emilce que siempre están dispuestas a proporcionar ayuda a todos los alumnos.

*A todos que de algún modo u otro hicieron posible la presentación de este trabajo, a aquellos que me hacían esa terrible pregunta... ¿la tesis??? A todos, **Muchas Gracias!!!***

INDICE

INTRODUCCIÓN

Resumen.....	6
1. Introducción.....	7
1.1 Antecedentes.....	9
1.2 Hipótesis.....	11
1.3 Objetivos.....	11
1.3.1 General.....	11
1.3.2 Específicos.....	11

MARCO TEÓRICO

2. Marco teórico.....	14
2.1 Macrófitas.....	18
2.2 Hidrófitas.....	22
2.3 Fundamentos y determinación de Índices.....	27

MATERIALES Y MÉTODOS

3. Área de estudio.....	29
3.1 Ubicación.....	29
3.1.1 Descripción del arroyo Durán.....	30
3.2 Diseño de muestreo.....	33
3.2.1 Descripción de los sitios de muestreo.....	35
3.3 Método de muestreo.....	43
3.4 Índices.....	48
3.4.1 Descripción del Índice de Macrófitas (IM).....	49
3.4.2 Índice de vegetación acuática macroscópica (IVAM).....	52
3.5 Análisis estadísticos de datos.....	57

RESULTADOS

4. Resultados.....	60
4.1 Parámetros fisicoquímicos.....	60
4.1.1 Características fisicoquímicas de los sitios de muestreo.....	60
4.1.2 Variaciones estacionales de los parámetros.....	61
4.2 Parámetros Biológicos.....	66
4.2.1 Resultados de Índices Biológicos.....	77

DISCUSIÓN Y CONCLUSIÓN

5. Discusión.....	80
6. Conclusión.....	85
ANEXOS.....	90
BIBLIOGRAFÍA.....	95

Introducción

RESUMEN

En el presente trabajo de tesis, se intentó relacionar la calidad del agua con las comunidades de hidrófitas, para tal fin se realizaron muestreos estacionales en uno de los arroyos más problemáticos de la ciudad de Neuquén, el arroyo Durán, un arroyo pluvioaluvional que atraviesa la ciudad y desemboca en el río Limay. A lo largo de su recorrido recibe aportes clandestinos de efluentes domiciliarios e industriales, de origen orgánico e inorgánico, lo que evidencia una importante contaminación en este cuerpo de agua.

Se consideraron tres sitios de muestreos, uno representando el paso del arroyo Durán por la zona rural, el segundo después de cruzar la zona urbana, antes de desembocar al río, y un tercer sitio testigo, en aguas del río Limay. Se midieron parámetros fisicoquímicos y parámetros biológicos, estos últimos corresponden a las comunidades de hidrófitas.

Los resultados de los análisis fisicoquímicos aunque no se presentaron valores alarmantes, con excepción del fósforo, evidenciaron un enriquecimiento de nutrientes de variación estacional. En cuanto a las hidrófitas se utilizaron dos índices para su análisis, Índice de Macrófitas (IM) e Índice de Vegetación Acuática Macroscópica - Género (IVAM-G), ambos clasificaron como deficiente o de mala calidad el agua del Arroyo Durán, con una mayor incidencia en otoño e invierno, épocas que coincidieron con los parámetros fisicoquímicos más elevados. También se pudo observar que la mayor cobertura de especies de hidrófitas se presentó en las estaciones cálidas (verano y primavera), coincidentes con los tiempos favorables de crecimiento de las plantas.

Palabras claves: Contaminación – Eutrofización – Calidad del agua – Macrófitas – Hidrófitas – Índices bióticos.

1- INTRODUCCIÓN

Con el crecimiento poblacional humano, los ecosistemas naturales se han modificado continuamente a causa de las distintas acciones del hombre, convirtiéndose en el reservorio de los recursos que necesitan, como así también en el depósito de sus desechos. Los mismos, funcionan como un entrecruzamiento de relaciones, los organismos interactúan entre sí y con el medio físico que los rodea, su hábitat. Por lo que toda acción tiene efectos directos, como indirectos, en resumen se produce un efecto dominó en el cual el ecosistema puede perder su equilibrio.

La contaminación en los cursos de agua es un escenario preocupante y reincidente en estos tiempos. Los ríos, por su capacidad de arrastre y el movimiento de sus aguas, son capaces de soportar una cantidad mayor de contaminantes que otros ecosistemas. La presencia de residuos domésticos, fertilizantes, pesticidas y desechos industriales, afectan la flora y fauna acuáticas alterando los procesos naturales. La degradación de estos ambientes y el desarrollo de procesos eutróficos en toda su magnitud, tienen por consecuencia la reducción de la diversidad y la heterogeneidad de las especies (Dolbeth *et al.*, 2003; Fontúrbel, 2004; McCook, 1999).

Para definir la calidad del agua, resulta imprescindible anteponer un uso predominante. Será este uso el que determine los parámetros más importantes a considerar, ya que en función de los mismos, se podrá clasificar el agua en términos de calidad. Así, no es lo mismo si el agua a considerar va destinada a riego, uso recreativo o su fin es el del consumo humano. En este sentido, entendemos por calidad natural aquel conjunto de características físicas, químicas y biológicas que definen un tipo de agua sin intervención humana. De esta manera, sólo cuando debido a la actividad humana se modifica alguna de estas

variables, este concepto deja de tener sentido, debiendo utilizarse el término más genérico de calidad del agua [1].

Según el Libro Blanco del Agua en España (MIMAM, 2000), la calidad de las aguas es una variable descriptora fundamental del medio hídrico, tanto desde el punto de vista de su caracterización ambiental, como desde la perspectiva de la planificación y gestión hidrológica, ya que delimita la aptitud del agua para mantener los ecosistemas y atender las diferentes demandas. En esta definición del concepto de calidad se incide directamente en una variable ecológica (mantenimiento de ecosistemas).

Para la medición de la calidad del agua, y para caracterizar su estado trófico, se utilizan por lo general análisis fisicoquímicos, que son precisos en cuanto a que dan un valor absoluto, pero proporcionan información parcial y puntual. Mientras que el uso de indicadores biológicos brindan una visión integrada y extendida en el tiempo sobre la calidad del agua, ya que reflejan las condiciones existentes tiempo atrás del muestreo [2]. Lo conveniente en un estudio de calidad de agua, es combinar los análisis fisicoquímicos con la utilización de índices bióticos. La flora puede ser un buen elemento para corroborar el grado de perturbación antrópica y la contaminación de un cuerpo de agua, en especial la flora de macrófitas de aguas continentales, dado que las comunidades de plantas acuáticas, representan cerca del 1% del total de la flora vascular (Ramírez, 1978) y constituyen un grupo biológicamente interesante, por su alto grado de especialización y por su uso potencial como indicadores biológicos, ya que son particularmente sensibles a los cambios en las condiciones ambientales (Hauenstein *et al.*, 1993).

A las plantas acuáticas se las puede conocer también como Hidrófitas, Macrófitas, Macrófitas vasculares, y Limnofitos (Vila, 2006). Considerando el término *hidrófito*; para aquellas macrófitas que completan su ciclo biológico

cuando todas sus partes se encuentran sumergidas o flotando en la superficie. (Cirujano & Medina, 2002).

Los hidrófitas son indicadores de cambios a medio y largo plazo, utilizados para la detección y el seguimiento de las presiones fisicoquímicas, también son sensibles a las presiones hidromorfológicas que se produzcan. Dependiendo de las características del sustrato así como las propiedades físicas y químicas del agua (disminución lumínica, riqueza nutricional) van a tener lugar el establecimiento de diferentes comunidades vegetales (Spencer & Bowes, 1990).

El presente trabajo de tesis, pretende evaluar la utilización de hidrófitas como indicadores de calidad de agua en el análisis de nuestros arroyos, tomando como referente su aplicación en el Arroyo Durán, por ser éste, uno de los más alterados de la ciudad de Neuquén. Se procuró determinar la calidad del agua que presenta el arroyo y asimismo, brindar herramientas para que los organismos competentes puedan definir medidas preventivas que podrán ser tenidas en cuenta al implementar acciones de saneamiento, prevención y educación ambiental.

1.1 – ANTECEDENTES

La aplicación de macrófitas como indicadores biológicos ha sido desarrollado y utilizado para el monitoreo de calidad de agua a nivel mundial, aunque todavía no sea un método de uso habitual, limitándose en algunos casos a ámbitos de investigación.

Se pueden mencionar trabajos de investigación tales como: "Propuesta de un índice de macrófitas (IM) para evaluar la calidad ecológica de los ríos de la cuenca del Segura" (Suárez *et al.*, 2005), "Propuesta de un índice de vegetación acuática (IVAM) para la evaluación del estado trófico de los ríos de Castilla-La Mancha: Comparación con otros índices bióticos" (Moreno *et al.*, 2006), y

“Evaluación del estado trófico de tres cuencas interiores de Cataluña (Foix, Besós y Llobregat) mediante la vegetación acuática: aplicación de un índice trófico (IVAM-FBL)” (Moreno *et al.*, 2007).

A nivel internacional algunos países ya utilizan las macrófitas como indicadores habituales, existiendo procedimientos estandarizados para el muestreo y procesado de muestras, como Estados Unidos, a través de la Environmental Protection Agency, así como también países de la Unión Europea que utilizan la Directiva 2000/60/CE (Directiva Marco del Agua) como metodología.

Respecto a trabajos realizados en Sudamérica que traten la calidad de agua, la problemática de eutrofización y el uso de indicadores biológicos se destacan:

Contaminación y eutrofización en la cuenca del río Rocha-Cochabamba en Bolivia (Maldonado *et al.*, 1998), Indicadores fisicoquímicos y biológicos del proceso de eutrofización del Lago Titikaka –Bolivia (Fontúrbel, 2005).

Comparación florística y estado trófico basado en plantas indicadoras de lagunas costeras de la región de La Araucanía-Chile, (Hauenstein *et al.*, 1993) y Macrófitas y vertebrados de los sistemas límnicos de Chile (Vila, 2006).

Las macrófitas de algunos lagos alto-andinos del Ecuador y su bajo potencial como bioindicadores de eutrofización (Kiersch *et al.*, 2003).

Algunos criterios biológicos sobre el proceso de eutrofización a orillas de seis localidades del lago Titikaka (Fontúrbel Rada, 2003).

En cuanto a los antecedentes de trabajos realizados en nuestro país, se pueden mencionar:

Relación entre la biomasa de la macrófita sumergida *Egeria densa* y

factores ambientales en dos arroyos pampeanos (Feijoo *et al*, 2000).

Influencia de las macrófitas flotantes en la comunidad fitoplanctónica en un humedal del bajo Paraná - Reserva natural de Otamendi, Argentina (Tezanos Pinto y Ozfarrell, 2008).

Fitoplancton y Calidad Bacteriológica en Cuerpos de Agua Someros del Parque Nacional Río Pilcomayo - Formosa, Argentina (García *et al*, 2009).

Y a nivel regional se encuentran la investigación de Distribución y abundancia de macrófitas sumergidas en el embalse de Casa de Piedra, (Bezic *et al*, 2004).

1.2 – HIPOTESIS

- El arroyo Durán recibe la descarga de fuentes puntuales y difusas de contaminación, principalmente efluentes cloacales e industriales que aportan materia orgánica, y nutrientes. Este cambio en la calidad del agua modifica su estado trófico y se refleja en la composición y estructura de la comunidad de hidrófitas.

1.3 – OBJETIVOS

1.3.1 General

- Analizar las relaciones entre la calidad del agua del arroyo Durán y la comunidad de hidrófitas.

1.3.2 Específicos

- Caracterizar la estructura de comunidad de hidrófitas del arroyo Durán a

partir de la utilización de protocolos estandarizados de muestreos junto a la utilización de índices biológicos.

- Evaluar la posible utilización de hidrófitas como comunidades indicadoras de contaminación trófica de arroyos.

Marco Teórico

2- MARCO TEÓRICO

Los ecosistemas tienen la capacidad de resistir a los cambios, una propiedad denominada "inercia", la cual es una medida que se comenzó a utilizar como expresión de la resistencia de un sistema a la contaminación (Jorgensen & Mejer, 1979). Por otra parte, se ha sugerido que aquellos ecosistemas con un alto grado de especialización y una historia pequeña de parámetros fluctuantes tienen baja inercia y son, por lo tanto, altamente vulnerables al daño por contaminación (Jernelov & Rosenberg, 1976).

Los ecosistemas acuáticos mantienen una gran diversidad de organismos, incluso mayor a los terrestres, por lo que los impactos, como la contaminación, inducen a cambios en la estructura de las comunidades, en la función biológica y en los propios organismos, afectando su ciclo de vida, crecimiento y su condición reproductiva (Bartram y Ballance, 1996). Por este motivo, algunos organismos pueden proporcionar información de cambios físicos y químicos en el agua, ya que a lo largo del tiempo revelan modificaciones en la composición y estructura de la comunidad (Laws, 1981).

Todos los cambios ocurridos en un tramo fluvial determinado, repercutirán aguas abajo sobre los distintos equilibrios físicos, químicos y biológicos. Este es el concepto del río continuo (Vannote *et al* 1980). Cada tramo de un río funciona como un sistema abierto en sus dimensiones longitudinal, vertical y lateral, constituyendo una estructura dinámica en el tiempo.

La materia orgánica y detritos son mineralizados por acción de descomponedores en la columna de agua y en los sedimentos. El carbono orgánico es oxidado a anhídrido carbónico, los compuestos nitrogenados transformados en amoníaco y luego oxidados a nitritos y nitratos, el fósforo orgánico oxidado a fosfato. Estos procesos se van desarrollando desde la cabecera del curso de agua

hacia la desembocadura, durante una distancia que depende del tiempo de tránsito. Estos procesos representan la autodepuración del curso, cuya última fase es la mineralización completa de la materia orgánica (Angelier, 2002) (Figura N°1).

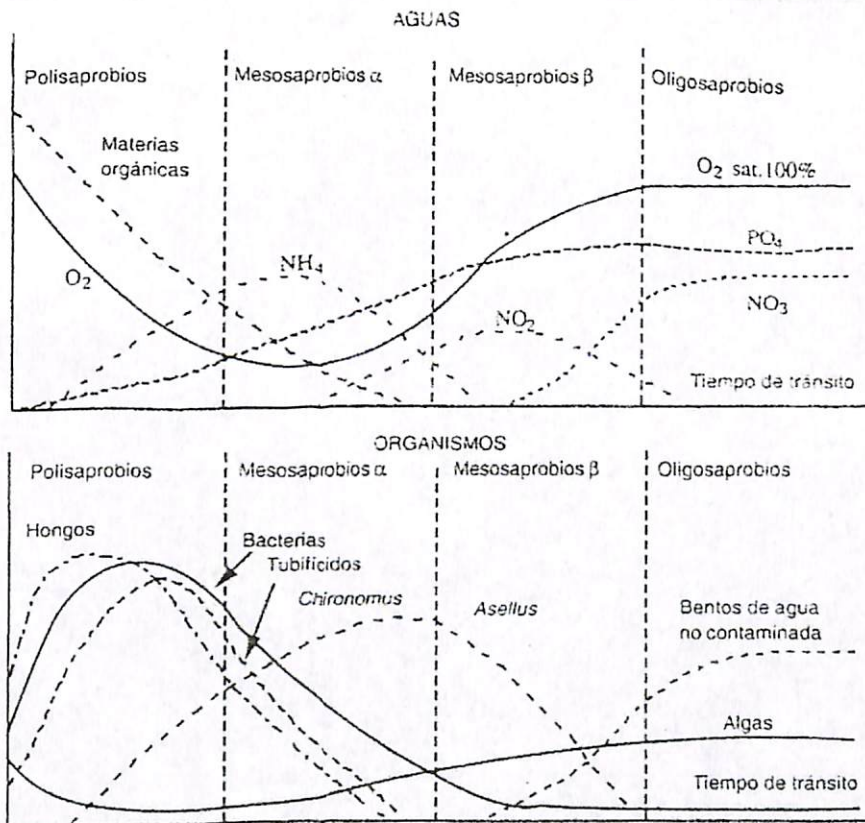


Figura 1: Esquema general de la biodegradación y de la evolución del bentos aguas debajo de un vertido orgánico (Autor: H.B.N. Hynes, 1960 en Angelier, 2002)

Con el incremento de la población y el surgimiento de la actividad industrial, la polución de ríos, lagos y aguas subterráneas aumenta constantemente. La Organización Mundial de la Salud define a la polución de las aguas dulces de la siguiente manera: *"Debe considerarse que el agua está polucionada, cuando su composición o su estado están alterados de tal modo que ya no reúnen las condiciones a una u otra o al conjunto de utilizaciones a las que se hubiera*

destinado en su estado natural".

Un caso de contaminación del agua es la provocada por materia orgánica proveniente de los vertidos domésticos y de la industria agro-alimentaria. Se la puede clasificar como "Contaminación trófica" en la medida que aporta nutrientes y detritus procedente de la cuenca (Angelier, 2002).

El enriquecimiento de las aguas con nutrientes es conocido como *eutrofización*, es un lento proceso natural dado por el aporte desde la cuenca de nutrientes a los sistemas acuáticos, que antes requería de cientos de miles de años para producirse. Actualmente la eutrofización o hipertrofia es un proceso mayormente de origen antrópico (Smith & Smith, 2001), que en las últimas décadas ha avanzado considerablemente por el crecimiento de los centros urbanos y el consiguiente aumento en la producción de residuos sólidos y líquidos (Dolbeth *et al.*, 2003; Western, 2001), los cuales aumentan la concentración de ciertos nutrientes en cuerpos de agua, ocasionando una degradación del ambiente que, muchas veces, es irreversible (Carpenter & Cottingham, 1997; Myrbo & Ito, 2003). Este fenómeno se ha denominado también *eutrofización antrópica* o de origen humano.

Los procesos de eutrofización de los sistemas acuáticos generan el aumento de la producción autótrofa autóctona (macrófitas, perifitón, fitoplancton) como consecuencia del enriquecimiento del agua en nutrientes, particularmente sales de nitrógeno y fósforo (Angelier, 2002). Estos son compuestos solubles en agua que los organismos fotosintéticos necesitan para su desarrollo, pero si se encuentran en cantidad excesiva inducen a un crecimiento desmesurado. Los aportes de agentes externos causan un estrés estacionario e interfieren con el balance normal de los procesos internos (Margalef, 1951). El enriquecimiento en nutrientes de las aguas, provoca la estimulación de una serie de cambios sintomáticos, entre ellos el incremento en la producción de algas y macrófitas, el deterioro de la calidad de

agua y otros cambios sintomáticos indeseables (OCDE, 1982).

En resumen, la contaminación trófica y la eutrofización se caracterizan por el enriquecimiento de nutrientes y el consiguiente aumento potencial energético del sistema. En la eutrofización, los nutrientes minerales son los que favorecen la producción primaria. En cambio, cuando se habla de la contaminación trófica, el enriquecimiento es el producido por la biodegradación de materia orgánica (por bacterias heterótrofas o autodepuración) cuyo resultado final es el aporte de nutrientes minerales, y posteriormente puede pasar a una posible eutrofización (Angelier, 2002).

Para el estudio de la calidad de agua, es recomendable combinar los análisis fisicoquímicos con la utilización de índices bióticos. La Directiva Marco del Agua (de la Comunidad Europea) propone como medida de la calidad de los ecosistemas acuáticos, establecer el estado ecológico del sistema estudiado mediante el empleo de indicadores biológicos, hidromorfológicos y fisicoquímicos. Dentro de los elementos de calidad biológica se encuentra: la ictiofauna, el fitoplancton, la fauna bentónica de invertebrados, el fitobentos y las macrófitas.

Los índices biológicos para evaluar la calidad del agua se desarrollan a través de las interrelaciones observadas entre las distintas variables, con el objeto de tener alguna idea sobre las tasas de eutrofización. Hooper (1969) sugiere que para que tales índices sean herramientas útiles en programas de investigación y monitoreo, éstos deben cumplir las siguientes condiciones: ser fáciles de medir y poco sofisticados, tener precisión conocida, proveer posibilidades de comparación, y ser aplicables en forma generalizada. Asimismo, ellos deberían explicar cambios durante un período de tiempo (Hillbricht-Ilkowska, 1978). Es deseable, además, que tengan algún poder predictivo, en lo posible con una probabilidad conocida.

La velocidad y el carácter de la respuesta de las comunidades acuáticas

ante las acciones deletéreas de cualquier índole pueden evaluarse a través de la utilización de índices biológicos (Duncan & Rzoska, 1978). En general, los índices de cambios ecológicos en sistemas acuáticos se desarrollan en torno a impactos asociados con la influencia de nutrientes alóctonos orgánicos e inorgánicos, vale decir con variables que inciden en problemas de eutrofización acelerada (Muhlhauser, 1987).

El valor que las comunidades vegetales tienen como indicadoras de eutrofización ha sido extensamente reconocido en la bibliografía mundial (Haslam *et al.*, 1987; Robach *et al.*, 1996; Ali *et al.*, 1999). Los sistemas de clasificación de sitios en base a la presencia y abundancia relativa de especies como indicadoras de eutrofización son de gran utilidad para la caracterización trófica del ambiente acuático (Harper, 1996; Holmes & Newbold, 1984).

Se acepta usualmente que las plantas indicadoras proporcionan información de un sitio más rápidamente que las más detalladas mediciones físicas o químicas, esto es considerar a las plantas como "integradoras" del ambiente, cuya sola existencia en un lugar es indicadora del tipo de ambiente que allí existe (Daubenmire 1968, Mueller Dombois & Ellenberg 1974, Hauenstein *et al.* 1995, González 1996).

2. 1- MACRÓFITAS

Las plantas acuáticas ejercen una fuerte influencia sobre el ambiente de los ríos, y juegan un papel preponderante en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas. A través de los procesos de fotosíntesis y respiración, de su arquitectura y tasa de crecimiento, las macrófitas influyen sobre diversos factores físicos y químicos, sobre la microflora y fauna asociadas, a la que dan soporte, protección y alimento. En ríos donde forman comunidades densas, las macrófitas pueden constituir la principal comunidad productora (Vilches, 2005).

Dentro de las denominadas macrófitas, se engloban distintos grupos de comunidades autótrofas, se refiere a las plantas acuáticas visibles a simple vista, que crecen en o cerca del agua, se encuentran principalmente plantas vasculares acuáticas, aunque algunos autores incluyen también briofitos (musgos acuáticos y hepáticas), microalgas y cianobacterias [2].

Las macrófitas que se encuentran enraizadas, pueden absorber nutrientes de los sedimentos, aun en ambientes fértiles donde los efectos de las plantas sobre el potencial redox del sustrato son mínimos, debido a la acumulación de materia orgánica en descomposición (Barko *et al*, 1991). En ambientes oligotróficos, este mecanismo introduce nutrientes al sistema que, de otra manera, no estarían disponibles para los autótrofos (Barko y Smart, 1981). Las macrófitas también pueden captar nutrientes del agua, pero su papel en la disminución de la carga de nutrientes en arroyos no es tan importante debido a los cambios estacionales que sufre su biomasa (Feijó, 2000).

Las plantas acuáticas que están presentes en un sitio particular, en un curso de agua corriente, son el resultado de las interacciones entre una variedad de factores, incluyendo las demandas fisiológicas, la capacidad de tolerar las condiciones ambientales locales, la historia de dispersión y las interacciones con otras especies de plantas. Por lo tanto, una especie de macrófitas debe ser capaz de establecerse, sobrevivir, crecer y reproducirse en las condiciones ambientales reinantes para ser sostenible en un caudal corriente (Hauer y Lamberti, 2006).

Para colonizar un área determinada, las macrófitas tienen que establecerse a partir de semillas, propágulos vegetativos, o por la expansión de las poblaciones vecinas. Si una población se establece a partir de semillas o propágulos vegetativos, la velocidad del agua debe permitirles ubicarse en el sitio. Esto normalmente requiere bajas velocidades de la corriente ($<0,1 \text{ m seg}^{-1}$ en función de la flotabilidad de las semillas o propágulos) o circunstancias fortuitas (es decir,

un obstáculo que encierra la semilla o propágulo). Si colonizan un sitio mediante la ampliación de una población vecina, sólo tendrá éxito si la velocidad del agua no supera los umbrales que causan la erosión del sustrato o que puedan causar que las macrófitas se quiebren debido a la fricción de la fuerza. El umbral de erosión del sustrato depende del tamaño de partícula y del lecho de un arroyo (Hauer y Lamberti, 2006).

El efecto de la luz sobre la distribución del flujo de macrófitas y su abundancia, puede ser sustancial (Kern-Hansen *et al* 1980, Haury y Aidara 1999, White y Hendricks, 2000). Debido a la sombra, sólo unos pocas macrófitas son capaces de vivir en los bosques, en arroyos con cubierta forestal considerable. En arroyos profundos o turbios, la luz puede limitar el crecimiento de macrófitas porque la luz insuficiente no alcanza el fondo del arroyo. El auto-sombreado a menudo ocurre en rodales densos de macrófitas, que limita el crecimiento y la acumulación de biomasa. Los cambios estacionales en la biomasa de macrófitas en climas templados, también se asocian con una combinación de cambios en la luz y la temperatura entre verano e invierno (Champion y Tanner 2000, Riis *et al* 2003).

Además de la luz, todas las plantas necesitan nutrientes y carbono inorgánico para el crecimiento. Los cursos bajos y corrientosos a menudo reciben el agua enriquecida con nutrientes y dióxido de carbono de la cuenca. Estos recursos son reciclados o se reponen con relativa rapidez, así el carbono no suele ser el principal factor que controla la distribución y biomasa de macrófitas en estos arroyos. Por otra parte, muchas macrófitas puede utilizar bicarbonato como fuente de carbono, lo que las hace menos susceptibles a la limitación de carbono. También es importante señalar que las plantas acuáticas pueden asimilar los nutrientes y carbono a través de las hojas y las raíces. Muchos estudios han demostrado que el agua intersticial de sedimentos es una fuente importante de nitrógeno y fósforo (por ejemplo, Bristow y Whitcombe 1971, Barko y Smart, 1981), mientras que otros han demostrado que en los sistemas ricos en nutrientes,

las macrófitas son capaces de satisfacer sus necesidades de nutrientes por absorción a través de la hoja únicamente (Madsen y Cedergreen 2002). Lo más probable, en importancia relativa de las raíces y las hojas, es que la absorción de nutrientes depende de su disponibilidad en el sedimento y en el agua (Carignan, 1982) en lugar de la fisiología de cada especie. Por lo tanto, las plantas que crecen en arroyos pobres en nutrientes son capaces de satisfacer su demanda de nutrientes por la asimilación a través de las raíces. La velocidad de la corriente también influye fuertemente en la absorción de nutrientes a través de las hojas de macrófitas. Bajo condiciones de estancamiento, los nutrientes del agua, pueden llegar a reducirse en la superficie de las hojas, y la planta puede cambiar a la asimilación por la raíz, en cambio, las velocidades fuertes del agua en los arroyos pueden favorecer la absorción de nutrientes a través de las hojas (Hauer y Lamberti, 2006).

Además de los factores abióticos, se encuentran los factores bióticos como la competencia y la herbivoría que pueden afectar la distribución y abundancia de macrófitas. La competencia entre individuos o poblaciones de plantas acuáticas es probable que ocurra en sitios no perturbados con alta abundancia. En el sitio con perturbación regular, la vegetación nunca podría llegar a una densidad donde el espacio sea un recurso limitante. Con respecto a la herbivoría, algunas larvas de insectos se alimentan de macrófitas (Lodge 1991, Newman 1991, Jacobsen y Sand-Jensen, 1995). Sin embargo, no parece sea un factor importante que controle la distribución y abundancia de plantas acuáticas en la mayoría de los arroyos.

En los ecosistemas fluviales, las macrófitas se encuentran fundamentalmente en hábitats de fondos blandos. Cuando están presentes, tienen una influencia importante en la ecología de los ríos, afectando la composición del sustrato y la modificación de las condiciones locales del flujo. La velocidad del agua se reduce en los lechos con plantas sumergidas y las partículas finas se

depositan en el fondo (Sand-Jensen y Mebus 1996, Sand-Jense 1998) donde las raíces ayudan a estabilizar el lecho. La materia orgánica y los nutrientes asociados tienden a ser reciclados rápidamente por las comunidades microbianas y de invertebrados en lechos de macrófitas (Chambers y Prepas 1994). Los macroinvertebrados se alimentan de los microorganismos y perifitón, tal vez directamente sobre los tejidos de las plantas, aunque la diversidad de macroinvertebrados puede ser menor en algunos entornos con macrófitas. Como consecuencia, los peces tienden a ser más abundantes en los arroyos, donde las plantas acuáticas son también abundantes, porque hay más alimento y mejor cobertura (es decir, escondites). En general, la presencia de macrófitas crea hábitats más diversos, que benefician a una amplia gama de organismos (Hauer y Lamberti, 2006).

2. 2- HIDRÓFITAS.

Las plantas acuáticas se las conocen también como Hidrófitas, Macrófitos, Macrófitas vasculares y Limnófitas. (Vila, 2006).

El corno o cuerpo vegetativo de los macrófitas presentan diferentes formas de vida de acuerdo a la profundidad y corriente del agua y también de la naturaleza del sustrato que coloniza la especie. Estas formas de vidas se clasifican en: sumergidas, natantes, flotantes libres y emergidas (Ramírez y Stegmaier, 1982). Las tres primeras formas se las considera *hidrófitas* (plantas acuáticas) y la última, *helófitos* (plantas palustre o paludícolas) (Ramírez *et al.* 1979).

A éstas se suman las *anfibiás*, las que habitualmente son terrestres, pero que son capaces de acomodarse a la vida acuática, soportando períodos variables de inundaciones. A veces es muy difícil discernir entre las plantas helófitas y las anfibiás (Pisano 1976, Ramírez *et al.* 1976). También se las puede clasificar como *fitobentos* termino que se aplica a los vegetales que viven asociados a cualquier sustrato sólido en los ecosistemas acuáticos.

Los hidrófitas sumergidos, tienen todo su cuerpo bajo el agua donde fotosintetizan, ellas pueden estar o no arraigadas al sustrato. Normalmente, sus flores sobresalen de la superficie, aunque hay algunas muy especializadas cuyas flores son polinizadas bajo el agua (hidrofilia) y sus frutos maduran en el mismo ambiente subacuático. Los hidrófitas natantes están arraigados al sustrato y presentan hojas que flotan sobre la superficie del agua. Algunas presentan, además, hojas sumergidas que son morfológicamente diferentes a las natantes, fenómeno conocido como dimorfismo foliar. Las flores de estas plantas natantes siempre emergen sobre la superficie. Los hidrófitas flotantes libre, flotan sobre la superficie del agua y sus raíces no alcanzan el sustrato subacuático. Sus hojas, que emergen al aire, funcionan como las de una planta terrestre (Vila, 2006) (Figura N° 2).

Las macrófitas emergidos, más correctamente helófitos (o plantas palustres), son plantas que presentan sus raíces en el fango, la parte inferior de su vástago en el agua, pero la mayor parte del tallo y las hojas emergen al aire, donde fotosintetizan como una planta terrestre. Estos helófitos se caracterizan por presentar gruesos rizomas reservantes que actúan como órganos reposo invernal. Los helófitos conforman la mayor cantidad de macrófitas, pero muchos de ellos en determinadas circunstancias pueden actuar como plantas terrestres. A este grupo pertenecen las plantas leñosas (árboles y arbustos acuáticos) que forman los llamados bosques pantanosos. (Ramírez *et al.*, 1996)

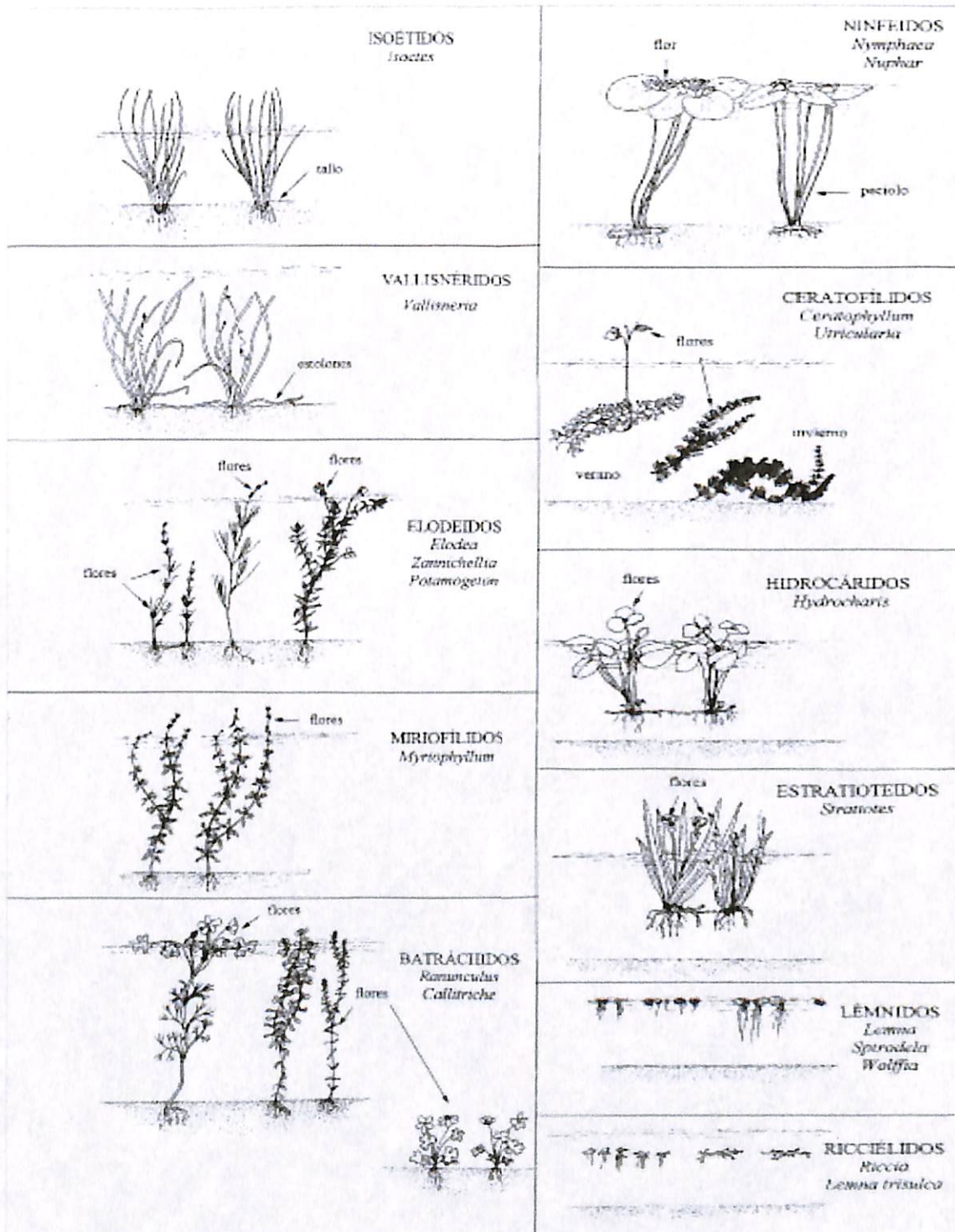


Figura 2: Tipos de hidrófitas. Fuente: según Den Hartog y Segal, 1964, en Cirujano y Medina, 2002.

Las plantas acuáticas y palustres (hidrófitas y helófitos) pueden absorber nutrientes en toda su superficie, por lo que pueden crecer rápidamente, algunas hasta 1cm al día (Hauenstein *et al.*, 1996). Cuando las aguas son contaminadas con nutrientes, principalmente fosfato y nitratos (aguas eutrofizadas), los hidrófitas y helófitos adquieren un desarrollo exuberante. Sin embargo, un exceso de contaminación puede resultar perjudicial también para ellos. Pocos hidrófitas son capaces de soportar altos grados de eutrofización. (Ramírez y Beck, 1981)

Por todo lo expuesto, las macrófitas pueden ser utilizadas como indicadores de cambios, a mediano y largo plazo, para la detección y el seguimiento de las presiones fisicoquímicas que se producen, tales como;

- ✓ Reducción de la transparencia del agua.
- ✓ Variación de la mineralización (conductividad y salinidad).
- ✓ Eutrofia.

También son sensibles a las presiones hidromorfológicas;

- ✓ Variaciones del régimen de caudal, continuidad del río y características morfológicas del lecho.
- ✓ Variación del nivel del agua en lagos o cambios en la duración del periodo de inundación en humedales.
- ✓ Variación de las características morfológicas del vaso en lagos [2].

La comunidad de hidrófitas presente en un ecosistema refleja las condiciones de calidad existentes durante los últimos meses o incluso años. La desaparición de una especie de un sistema acuático (especialmente las de

pequeño tamaño) puede ser altamente significativo. Reflejan las alteraciones hidromorfológicas relacionadas con la estabilización del caudal en los ríos. La respuesta suele ser el aumento de la cobertura de las especies (Cirujano & Medina, 2002).

Aunque no todos los hidrófitas tienen el mismo valor indicador, el nivel taxonómico de una especie es esencial para poder utilizarlos como indicadores. Su utilidad a nivel de género queda reducida al valor de presencia o ausencia. El valor indicador de la abundancia (biomasa) está influido por variaciones anuales e interanuales, luego su uso como indicador del estado ecológico está limitado y en todo caso debe acotarse dentro de cada tipo de masa de agua, y analizarse para un periodo de tiempo de varios años (Cirujano & Medina, 2002).

En resumen, se considera que las macrófitas (hidrófitas) son excelentes indicadores de la salud de las cuencas, ya que:

- ✓ Responden a los nutrientes, la luz, los contaminantes tóxicos, metales, herbicidas, turbidez, cambio de nivel de agua y sal.
- ✓ Son fácilmente incluidos en la muestra a través de la utilización de transectas o fotografía aérea.
- ✓ No requieren análisis de laboratorio.
- ✓ Son de fácil utilización para el cálculo de la abundancia de indicadores simples.
- ✓ Son integradores de las condiciones ambientales. [3]

2.3 – Fundamentos y determinación de Índices

Desde hace dos décadas, en Europa se han utilizado macrófitas acuáticas para evaluar la calidad del agua, comprobándose, en concreto, la utilidad de los índices tróficos basados en macrófitas en la evaluación del estado trófico de los ríos (Thiebaut *et al.*, 2002).

Para ríos y arroyos, Haury *et al.* (1996) propusieron un índice de macrófitas para estimar la calidad del agua de los ríos de Francia. Igualmente, Holmes (1996) y Holmes *et al.* (1999) propusieron el MTR (Mean Trophic Rank) calculando el valor indicador de las especies de macrófitos en ríos de Inglaterra. Jarvie *et al.* (2002) aplicaron este índice en la cuenca alta del Río Támesis con buenos resultados en la discriminación de tramos contaminados por plantas de tratamiento de residuos. Más recientemente Schneider & Melzer (2003) han propuesto un nuevo índice trófico de macrófitas (TIM) para evaluar el estado trófico de los ríos. En todos los casos mencionados, los índices demandan un conocimiento taxonómico importante, ya que requieren la identificación de táxones a nivel de especie y/o género.

En el presente trabajo de tesis, se utilizarán dos índices de calidad, que utilizan macrófitas como indicadores, y que puede ser calculado fácilmente en el campo, sin requerir una alta especialización taxonómica. El primer índice se denomina Índice de Macrófitos (IM), el segundo índice que se consideró fue el Índice de Vegetación Acuática Macroscópica (IVAM).

Materialles y Métodos

3-Área de Estudio

3.1 – Ubicación

Neuquén es la ciudad capital de la provincia homónima, ubicada al norte de la Patagonia Argentina, sus coordenadas geográficas son 38°57'5" latitud Sur y 68°3'33" longitud Oeste (Figura N° 3). Se encuentra en el Este de la provincia, en el Departamento Confluencia, del que es cabecera, y ocupa la franja de tierra adyacente a la confluencia del río Neuquén y el río Limay que dan origen al río Negro [4]. Es una de las ciudades de mayor crecimiento demográfico del país, pasando de 45.000 habitantes en 1970 a más de 231780 habitantes (INDEC, 2010).

La ciudad se encuentra entre el valle y la meseta, lo que genera zonas de calles con pendientes que modelan el paisaje urbano. El área más cercana al río Limay, antigua llanura de inundación, es conocida como el bajo en contraposición al alto, que conforma en cierta manera un "balcón" en el límite de la meseta y la planicie de inundación, en el norte de la ciudad, la separación entre ambas está dada por las vías del ferrocarril. El límite sur de la urbe está dado por las aguas del río Limay y hacia el este por las aguas del río Neuquén, que la separan de la ciudad de Cipolletti.

El aprovechamiento de las aguas permitió el desarrollo de cultivos intensivos. La zona frutícola, próxima a esta capital, produce manzanas, peras y uvas. Las dos primeras, además de abastecer el mercado local y nacional, se exportan al Mercosur, Estados Unidos y Europa. También se producen jugos de fruta concentrados para consumo interno y para exportación. Por otra parte la industria petrolera desarrollada en las planicies cercanas a la ciudad genera el asentamiento de oficinas de las empresas y la aparición de distintos comercios

dedicados a la venta de insumos para dicha actividad. En la zona norte se ubica el parque industrial, situándose allí importantes empresas [4].

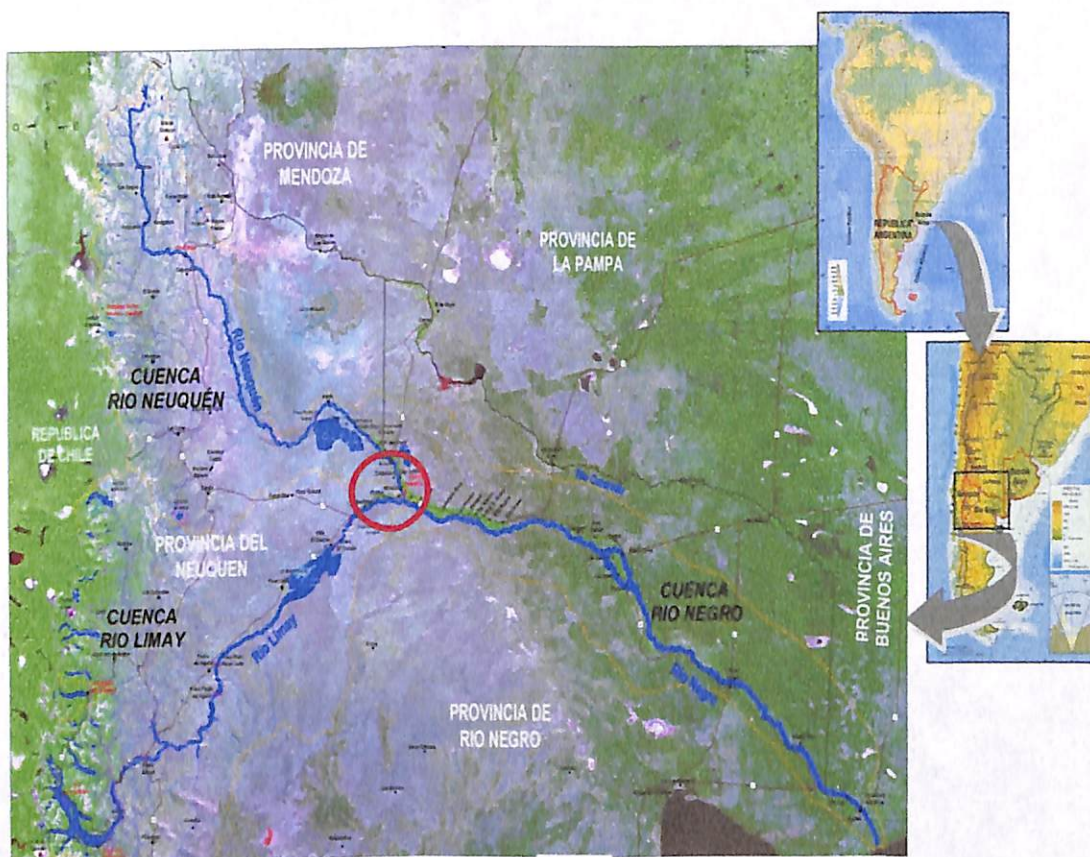


Figura N° 3: Mapa referencial de la ciudad de Neuquén. Fuente: AIC (Autoridad Interjurisdiccional de Cuenca - <http://www.aic.gob.ar/aic/ver.aspx?d=mapas&id=GENERAL%20DE%20LA%20CUENCA.jpg>)

3.1.1 - Descripción del Arroyo Durán

El Arroyo Durán se encuentra al sur de la ciudad, cruzándola de oeste a este, en cercanía y en igual dirección que el Río Limay. Siguiendo su recorrido se puede observar su paso por distintos barrios, comenzando su nacimiento en el barrio "Colonia Valentina Sur", pasando por zonas de chacras, la vieja zona militar, hoy terrenos de la municipalidad destinados a la creación de espacios verdes, zonas recreativas y deportivas, luego continúa limitando con la toma Los

polvorines, Barrios Don Bosco II, Limay (sector Treinta de Octubre), Villa María, Jardines del Rey, Río Grande, y erogando sus aguas por último sobre un brazo del río Limay (Secretaría de Estado de Recursos Naturales- Dirección Provincial de Recursos Hídricos -S.E.R.N.-D.P.R.H.- , 2009) (Figura N° 4).

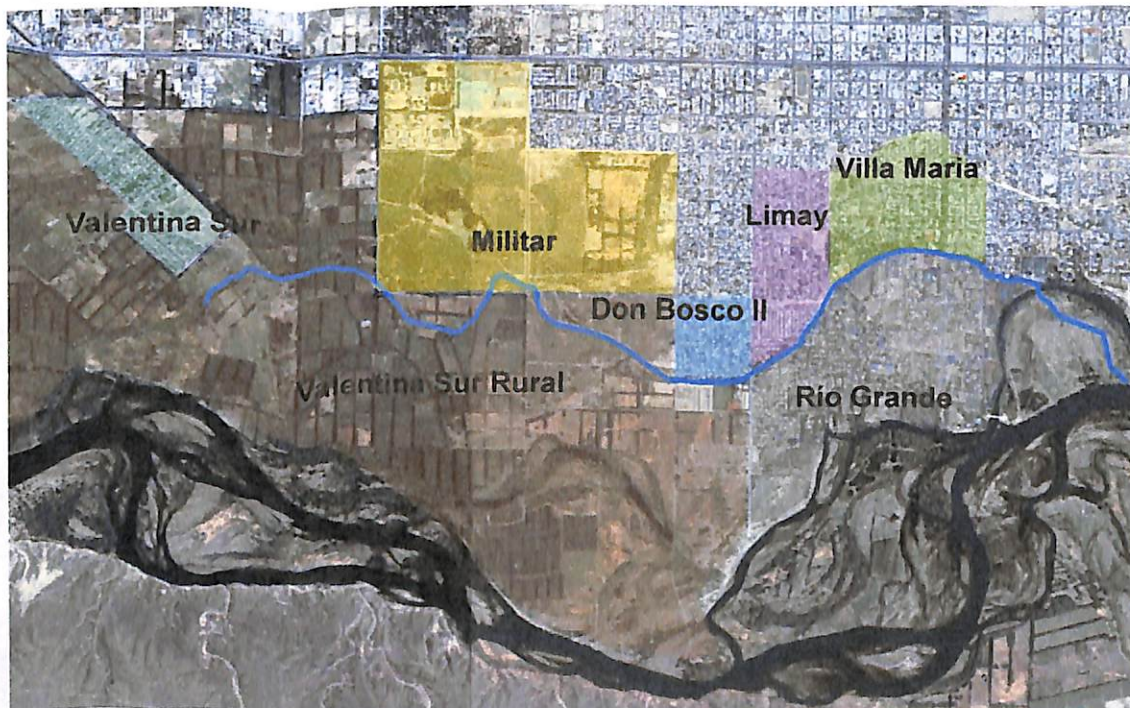


Figura N° 4: Recorrido del arroyo Durán, por los distintos barrios. (Fuente: S.E.R.N. -D.P.R.H.)

El Arroyo Durán fue un brazo del Río Limay cuyo nacimiento fue cerrado conforme la urbanización avanzó hacia la zona ribereña. El cegamiento de los aportes desde el río al arroyo responde a cierres parciales efectuados en situación de emergencia ante la ocurrencia de crecidas del curso principal. En condiciones de tormentas intensas sobre las cuencas aluvionales del sector oeste de la ciudad de Neuquén, y con la escorrentía modificada por la acción antrópica del avance de la urbanización, se concentran los aportes de todas las cuencas hacia el arroyo Durán, los cuales deben ser conducidos por su cauce. El área drenada por este arroyo hasta su descarga en el río alcanza los 40km², siendo su caudal base en época de riego $Q= 2$ a $4\text{m}^3/\text{s}$ (incrementándose significativamente en períodos de

Arévalo, Lorena E.

lluvias intensas), con una pendiente media de $0.7 \text{ }^{\circ}/_{00}$, descargando en el brazo del río Limay (S.E.R.N. – D.P.R.H., 2009).

El caudal proveniente del arroyo, cuyo origen principalmente es el excedente de riego, cruza por medio de un sifón invertido el brazo norte del río en la Isla 132, y continúa a través de un canal a cielo abierto en la citada isla hasta su descarga en el curso principal del río Limay. De esta forma se evita la descarga en el brazo del río, a efectos de no contaminar la zona de balnearios y clubes ubicados en el área de influencia. En la cámara de inicio del sifón se presenta una compuerta que permite descargar al brazo del Limay directamente los excedentes en crecidas. El objetivo del sifón es evitar que la descarga afecte la aptitud del agua del balneario Municipal ubicado aguas abajo, sobre todo en época estival (S.E.R.N. – D.P.R.H., 2009).

El arroyo tiene dos condiciones extremas de escurrimiento:

- De caudal mínimo: periodos mayo-septiembre en que el sistema de riego del Río Limay no funciona y cuando no se producen precipitaciones.
- Otra de caudales máximos probables de crecida provocadas por dos situaciones distintas:
 - El drenaje del escurrimiento aluvional de todo el sector oeste de la ciudad de Neuquén.
 - Incremento de caudales del río Limay por encima de los caudales de operación normal de los embalses.

Es de destacar que es poco probable la ocurrencia de ambos fenómenos simultáneamente ya que las tormentas intensas que provocan las crecidas aluvionales en esta zona son origen convectivo las que se dan más intensamente

en otoño y las situaciones de fenómenos extremos en la cuenca de aporte del río Limay provocado por tormentas frontales de mayor duración en la zona cordillerana se dan en invierno (lluvia) o primavera (lluvia más el deshielo) (S.E.R.N. – D.P.R.H., 2009).

La contaminación que presenta el arroyo Durán se debe a varios factores, como el drenaje natural de los pozos ciegos, conexiones clandestinas y filtraciones, los afluentes que recibe durante todo su recorrido entre la zona de Valentina Sur Rural y su desembocadura a metros del Balneario Municipal" [5].

3.2 - Diseño de muestreo

Para la selección de los sitios de muestreo se tuvo en cuenta que estos sean representativos de las distintas áreas por las que escurre el arroyo Durán. La elección se basó en el juicio de profesionales expertos, en sus conocimientos de las características y condiciones bajo investigación. Al optar este criterio, se alcanzan los objetivos del proyecto, sin exagerar en la utilización de los recursos destinados para la investigación (Zhang, 2007).

Los sitios de muestreo debían ser representativos de la masa fluvial, por lo que el tramo a muestrear debía tener una longitud suficiente (50mtrs) para que refleje el estado del arroyo Durán.

A continuación se presenta imagen satelital con los distintos usos de suelo, del área de estudio (Figura N° 5)

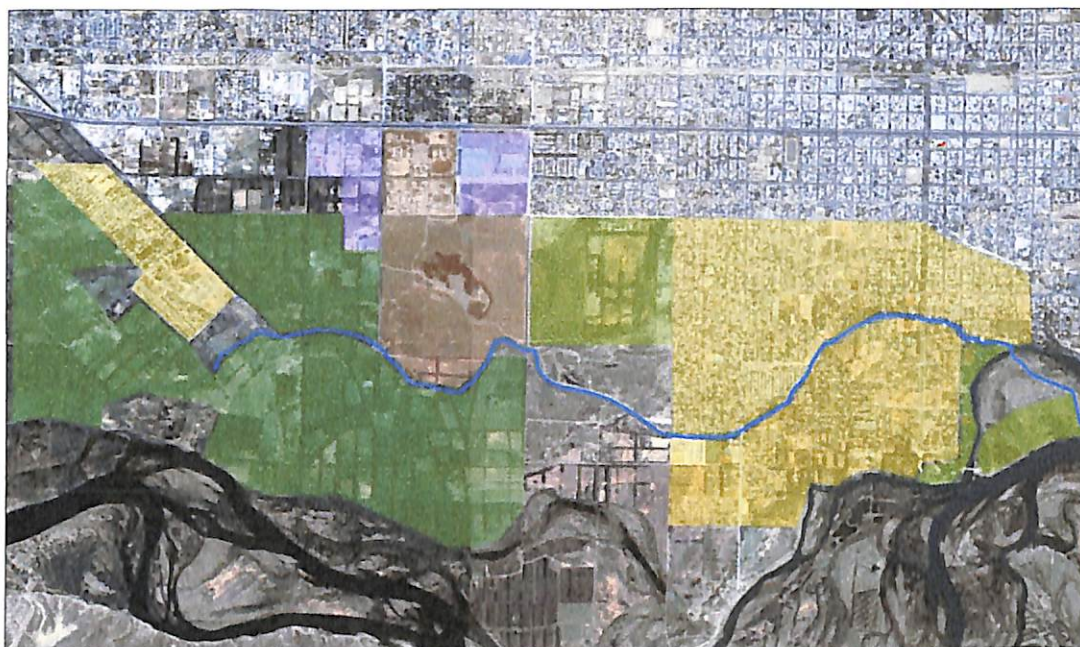


Figura N° 5 - Fuente: S.E.R.N. – D.P.R.H., 2009

Se establecieron tres sitios, a lo largo del recorrido del arroyo Durán representativos de las siguientes áreas (Figura N° 6):

1. Zona rural o periurbana.
2. Zona urbana.
3. Zona testigo de referencia.



Figura N° 6: Imagen Satelital de los puntos de muestreo en el arroyo Durán- Elaboración propia.

3.2.1 - Descripción de los sitios de muestreo

El arroyo Durán en todo su trayecto recibe afluentes pluvioaluvionales que atraviesan la ciudad de Neuquén de norte a sur. Los afluentes que desembocan en el Durán, son el Canal V, Canal Bejarano, Canal Saavedra y Canal Leguizamón. A la vez, estos son receptores de otros canales.

El canal V recibe principalmente aguas de la zona rural de la ciudad de Neuquén. Son sus afluentes; el Desagüe colector III, Derivador A-B, canal Necochea, y el canal Drury. Y como aportes ocasionales recibe descargas de la planta de tratamiento del EPAS, ubicada en Valentina Sur. Actualmente estas descargas han cesado.

El canal Bejarano sólo recibe afluentes del canal Huiliches. El afluente más

importante del canal Saavedra es el proveniente de la planta de tratamiento del Portal de la Patagonia, donde se encuentra Jumbo y Easy. Y por último se encuentre el canal Leguizamón, que no presenta canales afluentes.

A los afluentes mencionados, se deben sumar las conexiones y descargas clandestinas al arroyo Durán y a sus afluentes.

En la Figura N° 7, se representa observar los afluentes y subafluentes mencionados.

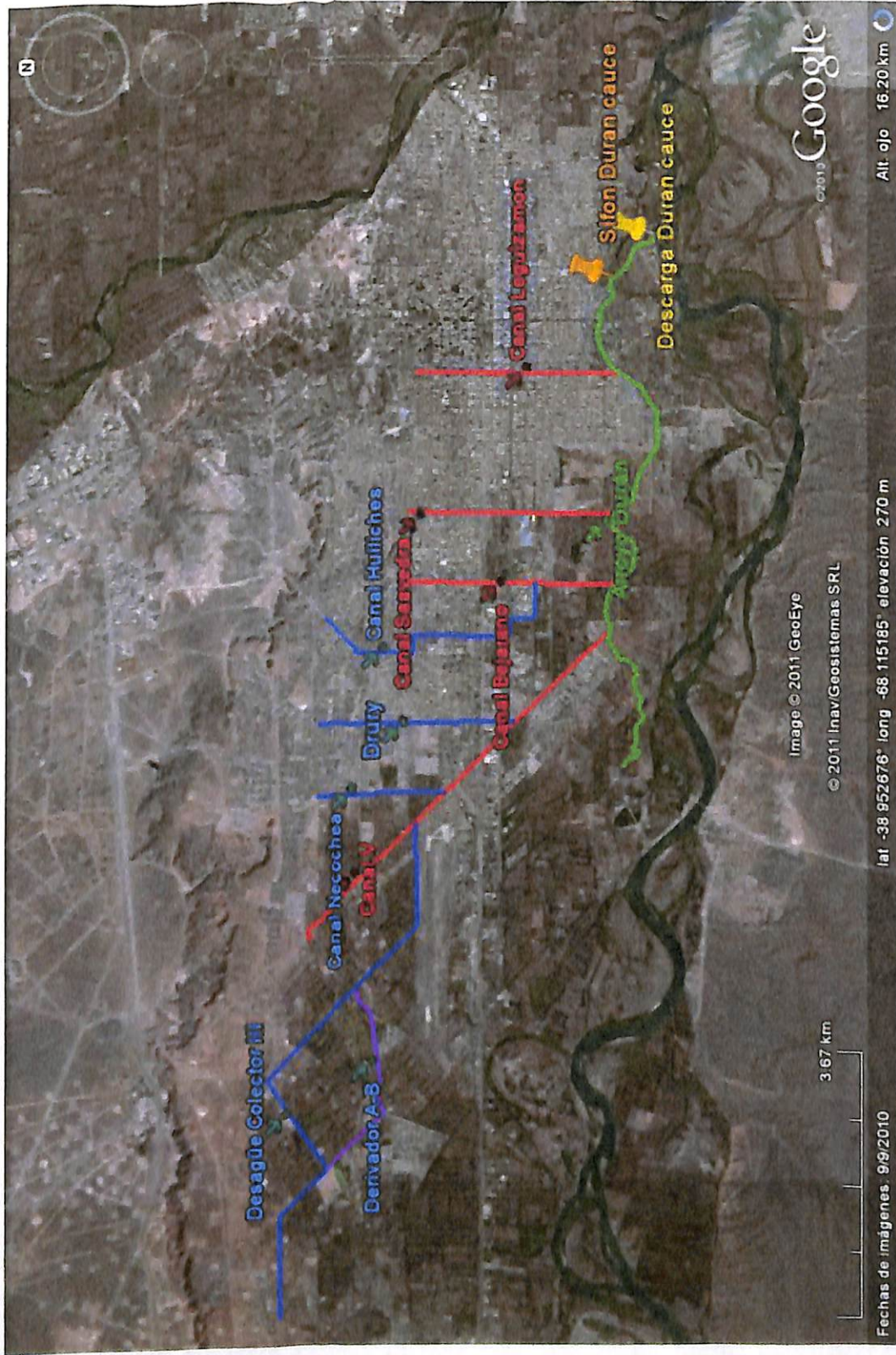


Figura N° 7: Imagen satelital de Arroyo Durán y canales fluviales afluentes. (Fuente: S.E.R.N. – D.P.R.H.)

Sitio 1: Zona rural o periurbana;

Como representación de la zona rural-periurbana, se seleccionó un sitio que recibe aguas con impacto básicamente agrícola y que representa el límite de estas actividades, ya que aguas abajo el arroyo recibe descargas urbanas. El área está localizada dentro de una chacra por la que pasa el cauce, lindante al barrio Valentina Sur Rural, posee la mayor cantidad de arboles ribereños respecto a los otros sitios, por lo que se presentaba un porcentaje de sombra gran parte del día, aunque también había sectores donde podía penetrar el sol.

En este tramo, el arroyo ya recibe afluentes pluvioaluvionales importantes, el primero proviene de las aguas del Canal V que funciona principalmente como drenaje del agua de riego proveniente del sector de chacras (área productiva), a su vez recibe las aguas del Desagüe colector III, el Derivador A-B y los canales Necochea y Drury. Sobre su margen derecho se encuentra la planta de tratamiento de líquidos cloacales, ubicada en el barrio "Villa Valentina Sur", la cual en caso de algún inconveniente en su funcionamiento, descarga a dicho canal sin el tratamiento mínimo adecuado.

El segundo afluente es el Canal Solalique, que actualmente se encuentra entubado. Como tercer afluente se encuentra el Canal Bejarano, del cual se sospecha recibe las descargas de los efluentes del frigorífico "SR", y de la empresa de ómnibus Cono Sur.

A partir de este momento llamaremos a este sitio ADR, Arroyo Durán Rural (Figura N° 8 y N° 9).



Figura N° 8: Imagen Satelital; Sitio ADR – Arroyo Durán Rural



Figura N° 9: Foto del Sitio ADR– Arroyo Durán Rural

Sitio 2: Zona urbana

Como segundo sitio de muestreo se tomó un tramo antes de su

desembocadura al río Limay, en el club "El Biguá". Este sitio es representativo de todos los impactos que recibe el arroyo al atravesar la ciudad de Neuquén.

La estética en este tramo del arroyo es muy diferente a otros sectores del mismo. El club se encarga de la limpieza de las aguas, extrayendo macrófitas y manteniendo los márgenes limpios y, por otro lado, utiliza sus aguas para el riego de los parques. En su entrada al club y en la desembocadura del arroyo, se encuentran rejillas que contienen los residuos sólidos más gruesos.

A partir de ahora llamaremos a este sitio ADU, Arroyo Durán Urbano (Figura N° 10 y N° 11).



Figura N° 10: Imagen satelital del Sitio ADU; A° Durán Urbano



Figura N° 11: Foto del sitio ADU; A° Durán Urbano.

Sitio 3: Testigo- Río Limay

Como sitio testigo se tomó un brazo del río, lugar que es utilizado como balneario en época estival. El mismo se encuentra aguas arriba del arroyo Durán, sin recibir afluente del mismo.

En el margen derecho se encuentra la Isla 132, que es administrada por Cordineu S.E., y sobre la margen izquierda, se ubican distintos clubes. El principal uso de esta zona es la recreación.

A continuación llamaremos al sitio RL, Río Limay (Figura N° 12 y N° 13).



Figura N° 12: Imagen Satelital del Sitio RL; Río Limay.



Figura N° 13: Foto del sitio RL, Río Limay (margen derecho).

3.3 - Métodos de muestreo

En cada una de las áreas de muestreo, se determinaron *in situ*, los parámetros hidromorfológicos;

- ✓ Sustratos.
- ✓ Turbidez.
- ✓ Color y olor del agua.
- ✓ Velocidad del curso.
- ✓ Profundidad y ancho del cauce.

En cada transecta se observó el sustrato, la turbidez y color que presentaba el agua, así también si al remover el sustrato se percibían olores desagradables.

Con ayuda de una escala y cinta métrica se midieron la profundidad y el ancho del curso, en cada sector muestreado (Figura N° 14). La velocidad se determinó con un objeto flotante, tomando el tiempo que tardaba en recorrer una distancia fijada, se repitió tres veces en cada sector y se calculó la velocidad promedio.

También se recolectaron muestras de agua que se acondicionaron con los reactivos pertinentes, se preservaron en frío y se llevaron el mismo día, al terminar el muestreo al laboratorio del Ente Provincial de Agua y Saneamiento (EPAS), en contraprestación de servicios, para determinar (Figura N° 15):

- ✓ Nitritos (mg/l). Mediante la técnica Colorimétrica 4500 NO₂⁻ B. Estandar Methods. 21° Edithion, 2005.
- ✓ Nitratos (mg/l). Mediante la técnica Espectrofotométrica 4500 NO₃⁻ B. Estandar Methods. 21° Edithion, 2005.
- ✓ Fósforo (mg/l). Mediante la técnica de Espectrofotométrica 4500 PC. Estandar Methods. 21° Edithion, 2005.

- ✓ Sólidos Disueltos Totales, SDT (mg/l). Mediante la técnica de gravimetría 2540 C. Estandar Methods. 21° Edithion, 2005.

Con una sonda multiparamétrica, **Testr35 Series** de EUTECH Instruments, se midieron *in situ* los siguientes parámetros físicos-químicos (Figura N° 16 y N° 17).

- ✓ Temperatura del agua.
- ✓ Conductividad.
- ✓ pH.



Figura N° 14: Medición del ancho del tramo



Figura N ° 15: Preparación de muestra para el laboratorio.



Figuras N° 16 y N° 17: Medición con sondas multiparamétricas

Como valores guías de calidad de agua, en referencia a los resultados de los análisis fisicoquímicos obtenidos en los muestreos, se utilizaron los propuestos por la Autoridad Interjurisdiccional de Cuencas (AIC, 1996- Anexos), y los valores de calidad para agua superficial utilizados en la Resolución 181/2000 del Ente Provincial Agua y Saneamiento (EPAS), vigentes actualmente.

La AIC (1996) clasifica los niveles guía para la calidad del agua de los cuerpos de agua superficiales en función de los diferentes usos del recurso, conformándose las siguientes categorías:

- Uso I: agua superficial destinada para consumo humano con tratamiento convencional.
- Uso II: aguas para actividades recreativas con contacto directo.
- Uso III: agua para irrigación.
- Uso IV: protección de vida acuática.

Considerando los actuales usos del agua del arroyo Durán, como un cauce natural pluvioaluvional, cuyas aguas se emplean para riego de calles urbanas y riego de espacios verdes (Cuadros, 2005) y que desemboca en un brazo del río Limay, aguas abajo utilizado para la recreación (Ugolini, 2006), se decidió para este trabajo de tesis, tomar los valores guías correspondientes a los usos de las

categorías III (agua para irrigación) y IV (protección de vida acuática), propuestas por la AIC (Tabla N° 1).

Tabla N° 1: Niveles guías de calidad de agua superficial en función de los diferentes usos (AIC,1996 - Anexos)

PARÁMETROS	UNIDAD	USOS	
		III	IV
Ph	UpH	6,5 -8,5	6,5 -8,5
Conductividad eléctrica	µs/cm	(1)	(1)
Sólidos Disueltos Totales	mg/l	500 - 3500	(1)
Nitritos NO ₂	mg/l	(1)	0,06
Nitratos NO ₃	mg/l	< 5	(1)
Fósforo (P ₂ O ₃)	mg/l	(1)	(1)

(1) No se adopta valor de referencia.

La Resolución 181/00 propone los siguientes valores para la calidad de agua superficiales (Tabla N°2)

Tabla N° 2: Tabla de parámetros y sus límites máximos permisibles (Resolución 181/2000)

PARÁMETROS	UNIDAD	Objetivo de calidad de las aguas superficiales
Temperatura	°C	Máx 25 °C
pH	UpH	6,5 -9,1
Sólidos Disueltos Totales	mg/l	500
Fósforo (P ₂ O ₃)	mg/l	(i)
Nitratos NO ₃	mg/l	10 (i)
Nitrógeno total	mg/l	(i)

- (i) Cantidad tan pequeña como sea posible en las cuencas de los lagos, lagunas o ambientes favorables a procesos de eutrofización. De ser necesario se fijará la carga total diaria en Kg/día de Fósforo Total, Nitrógeno Total y Nitrógeno de Amonio.

Para el muestreo biológico, se utilizó el "Protocolo de muestreo y análisis para macrófitas" realizado por la Confederación Hidrológica del Ebro con la asistencia técnica de URS (2005). Se utilizó el método de muestreo

semicuantitativo que permitió obtener el listado de las especies más relevantes del tramo y una estimación aproximada de su abundancia.

El tramo de muestreo debe tener una longitud suficiente para que refleje la composición florística y abundancia de las especies características del tipo de curso de agua. Por cada sitio de muestreo se trazaron cinco transectas de 10 metros, longitudinales, paralelas al cauce. Se trabajó sobre una orilla del arroyo y con ayuda de un rastrillo se recogieron los diferentes hidrófitos, los cuales se identificaron in situ y se tomó una muestra de cada especie encontrada en cada transecta, en bolsas plásticas para su determinación en el laboratorio (Figuras N° 18, N° 20).

Las muestras se conservaron, depositando los distintos ejemplares en una bolsa de plástico hermética, a la cual se le añadió agua del arroyo y formaldehído al 5%, en cantidades suficientes para que queden cubiertas (Figura N° 19).

Se utilizaron hojas de campo en las que se anotó las características de distribución, abundancia de las especies y su situación en la masa de agua (Figura N° 21).



Figura N° 18: Equipo de muestreo para macrófitas.

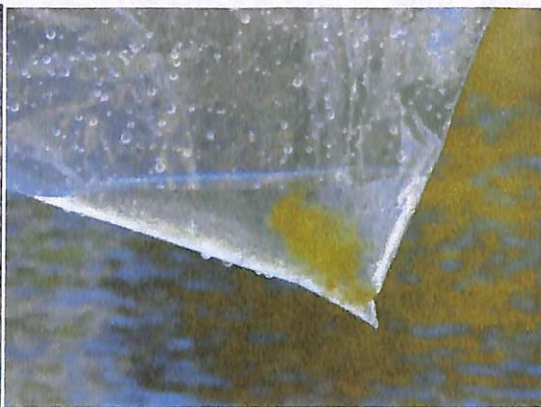


Figura N° 19: Muestra de algas filamentosas, en bolsas herméticas.

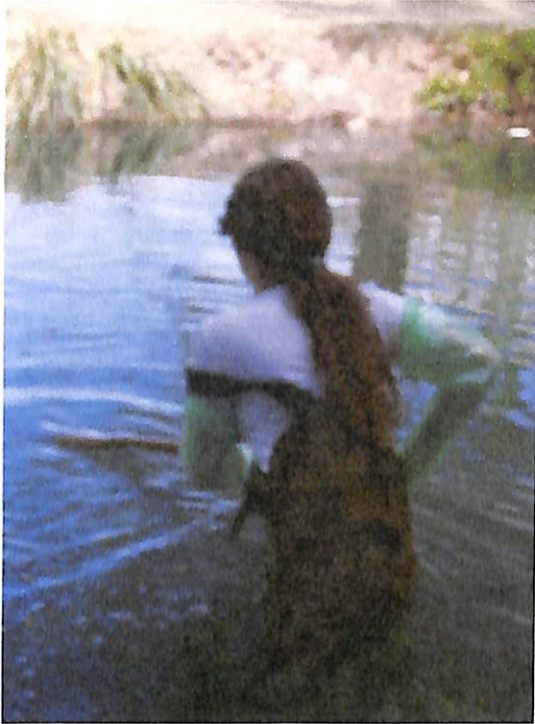


Figura N° 20: Toma de muestra.

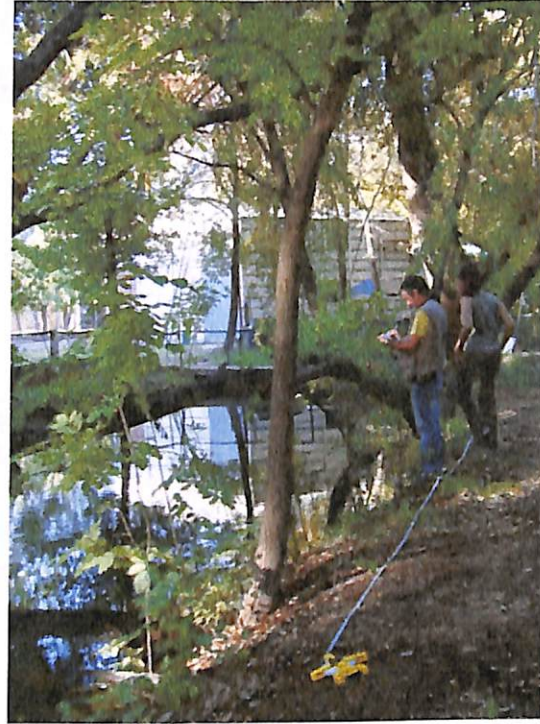


Figura N° 21: Anotación de parámetros hidromórficos y distribución de macrófitas.

3.4 - Índices

Se utilizaron dos índices de calidad que pueden ser calculados fácilmente en el campo, sin requerir una alta especialización taxonómica. El primer índice se denomina Índice de Macrófitas (IM), el cual fue propuesto y aplicado en la Cuenca del Segura, y publicado en el trabajo: "Propuesta de un índice de macrófitos (IM) para evaluar la calidad ecológica de los ríos de la cuenca del Segura" (Suárez *et al.*, 2005).

El segundo índice que se consideró fue el Índice de Vegetación Acuática Macroscópica (IVAM), el cual fue presentado en el trabajo: "Propuesta de un índice

de vegetación acuática (IVAM) para la evaluación del estado trófico de los ríos de Castilla-La Mancha: Comparación con otros índices bióticos" (Moreno *et al*, 2006).

A continuación se describen cada uno de los índices utilizados en el presente trabajo de tesis:

3.4.1. Descripción del Índice de Macrófitos (IM)

En el siguiente índice, el término macrófito incluye a fanerógamas, briófitos, pteridófitos y algas macroscópicas, como los carófitos (Wetzel, 2001), aunque también se consideran igualmente algunas algas que forman agregados visibles a simple vista. Para el muestreo de estos ejemplares, no se requiere un nivel importante de entrenamiento, únicamente saber distinguir las formaciones de los organismos que constituyen las diferentes comunidades (plocon, pecton, perifiton, etc.). Para calcular el IM en primer lugar, se debe seleccionar un tramo que incluya la mayor variedad de hábitats posibles (pozos, rápidos, remansos, etc.). Siendo la mejor época del año para llevar a cabo el muestreo, primavera y verano, donde se detecta la mayor diversidad y crecimiento de los macrófitos.

Para aplicar el índice, se consideran principalmente a los hidrófitas en el sentido de Font Quer (1985), evitando a los helófitos aunque, alguno de ellos en su fase juvenil más subacuáticas han sido incluidos en el índice (como es el caso de los berros: *Nasturtium*, *Apium*, etc).

Para el cálculo del índice no es necesaria la identificación específica de cada taxón, entre otras razones porque limitaría su objetivo de facilidad de aplicación. El nivel taxonómico requerido es diferente según el grupo considerado y siempre se ha optado por el mayor posible que conservara un valor indicador (familia, orden, género, e incluso categorías sin valor taxonómico como perifiton). Se asume sin

embargo, que dentro de cada grupo taxonómico existen especies que no se corresponden con el valor indicador asignado.

El IM es un índice aditivo que tiene en cuenta el valor indicador de los taxones, grupos o formaciones consideradas, la diversidad funcional- morfológica de los macrófitos, en el sentido de ocupación y organización del espacio fluvial, y su abundancia, por lo que hay que recoger información semicuantitativa de la cobertura de cada uno de los grupos. En concreto se han establecido tres porcentajes de cobertura: < 5 %, 5-50 % y > 50 %.

El valor indicador de cada taxón o grupo se estableció de acuerdo a los valores fisicoquímicos obtenidos en los muestreos realizados en los ecosistemas acuáticos de la Cuenca del Segura y a datos de otros estudios generales y específicos sobre los distintos taxones y grupos (Aboal, 1985; 1986; 1988 a y b; 1989 a, b y c; 1991; Cambra & Aboal, 1992; Cirujano & Medina, 2002; Moreno *et al.*, 2001). Igualmente se han utilizado datos autoecológicos bibliográficos (p.e. Verhoeven, 1979; Brock, 1981; 1982; Van Vierssen, 1982; Brock & Casanova, 1991; Schneider & Melzer, 2003). El valor indicador asignado es, por tanto, una ponderación de toda la información recogida.

El índice se presenta en forma de tabla para facilitar su cálculo (Tabla N° 3), en la que se presentan los valores que adquiere cada grupo o taxón en función de la cobertura que ocupa en la estación de muestreo.

Tabla N° 3: Índice de macrófitos (IM).



Taxones /Grupo Funcionales	Cobertura %			Puntuación Total
	<5	5 - 50	>50	
Grupo I	Musgos, Hepáticas	9	10	8
	Rodofíceas: (p.e: <i>Batrachospermum</i>),	9	10	8
	Nostoc, Rivulariaceas, Chaetophorales	9	10	8
Grupo II	<i>Ranunculus, Myriophyllum</i>	6	7	5
	<i>Potamogeton</i> (excepto <i>P. pectinatus</i>)	6	7	5
	<i>Zannichellia, Ceratophyllum</i>	6	7	5
	<i>Ruppia</i>	6	7	5
	Charales	6	7	5
	Clorofíceas filamentosas	6	7	5
	Grupo III	<i>Nasturtium, Apium, Veronica</i>	3	4
Xanthophyceas: (<i>Vaucheria</i>)		3	4	2
Zygnematales		3	4	2
Tapetes continuos de perifiton pardo-amarillento de diatomeas		3	4	2
Clorofíceas incrustadas (Epiliton)		3	4	2
Grupo IV	Oscillatoriales	1	2	0
	Elodea	1	2	0
	<i>Cladophora</i>	1	2	0
	<i>Enteromorpha</i>	1	2	0
	<i>Potamoetón Pectinatus</i>	1	2	0
	<i>Lemna</i>	1	2	0
TOTAL DEL ÍNDICE				

El cálculo final se obtiene sumando las puntuaciones parciales de cada grupo. Si en la estación de muestreo aparecen dos o más taxones incluidos en la misma entrada (línea) hay que considerar que sólo puntúa una vez. La cobertura, sin embargo, será la total ocupada por todos los taxones incluidos en la línea.

Para el IM se establecen 5 clases de calidad (Tabla 4) que se corresponden con las cinco recomendadas por la Directiva Marco del Agua (Comisión Europea, 2000). Las clases de calidad se han definido para la Cuenca del Segura y según la experiencia de los investigadores en el campo y tras la observación de los cambios

de la vegetación acuática con los de la calidad del agua. Así, estas clases están sujetas a revisiones futuras, y aún más si se pretende utilizar en otras regiones geográficas.

Tabla N° 4: Clases de calidad definidas para el índice de macrófitos (IM).

Clases de Calidad	Nivel de Calidad	Valor del IM	Color
I	Muy Buena	>30	
II	Buena	21 – 30	
III	Aceptable	13 – 20	
IV	Mala	5 – 12	
V	Muy Mala	< 5	

3.4.2. Índice de vegetación acuática macroscópica (IVAM)

El siguiente índice fue presentado en el trabajo: "Propuesta de un Índice de vegetación acuática macroscópica (IVAM) para la evaluación del estado trófico de los ríos de Castilla-La Mancha: Comparación con otros índices bióticos" (Moreno *et al*, 2006).

El índice IVAM puede ser aplicado con diferente grado de resolución taxonómica, y al mismo tiempo sirve para analizar la influencia de dicha resolución en la evaluación del estado trófico: el denominado IVAM-G (Índice de Vegetación Acuática Macroscópica-Género), con una resolución máxima de género y el IVAM-B (Índice de Vegetación Acuática Macroscópica-Baja resolución), donde los géneros se agrupan en unidades taxonómicas de menor resolución (hasta familia), incluso en formas de crecimiento para facilitar su aplicación directamente en el campo sin demasiados conocimientos botánicos.

Así, la validez del índice de vegetación acuática de resolución taxonómica a nivel genérico en la evaluación del estado trófico de los ríos, se puede utilizar

como herramienta en la evaluación del estado ecológico según la Directiva Marco del Agua; y permite realizar una comparación de los resultados obtenidos en la evaluación del estado trófico con otros índices de calidad, analizando los efectos derivados tanto de la resolución taxonómica alcanzada, como del uso de índices de naturaleza aditiva.

Las puntuaciones o *valores de tolerancia* (*vt*) asignados a cada taxón se obtuvieron a partir de los valores máximos de concentración de fosfato y amonio disueltos, medidos en los ecosistemas donde habitan. Estos dos nutrientes son considerados los más apropiados para evaluar la eutrofización de los ríos por medio de índices bióticos de vegetación acuática (Haury *et al.*, 2000; Schneider y Melzer, 2003). En consonancia con otros índices (Caffrey, 1986; Dell'Uomo, 1991; Sládecek, 1973), se establecen cuatro niveles de estado trófico, y los valores de tolerancia para dichos niveles se fijaron en 2, 4, 6 y 8, de forma que mayores puntuaciones corresponden a géneros sensibles a la contaminación (aguas oligotróficas) y las menores puntuaciones a taxones propios de aguas contaminadas (eutróficas). Estos cuatro valores corresponden a cuatro rangos de concentración de nutrientes, que a su vez identifican a 4 grupos de taxones indicadores (Figura N° 22, Tabla N° 5):

- Taxones del Grupo I (*vt* = 8): $P-PO_4^{-3} < 0.1 \text{ mg/l}$, $N-NH_4^+ < 0.2 \text{ mg/l}$
- Taxones del Grupo II (*vt* = 6): $P-PO_4^{-3} 1-0.1 \text{ mg/l}$, $N-NH_4^+ < 1 \text{ mg/l}$
- Taxones del Grupo III (*vt* = 4): $P-PO_4^{-3} > 1 \text{ mg/l}$, $N-NH_4^+ < 1 \text{ mg/l}$
- Taxones del Grupo IV (*vt* = 2): $P-PO_4^{-3} > 1 \text{ mg/l}$, $N-NH_4^+ > 1 \text{ mg/l}$

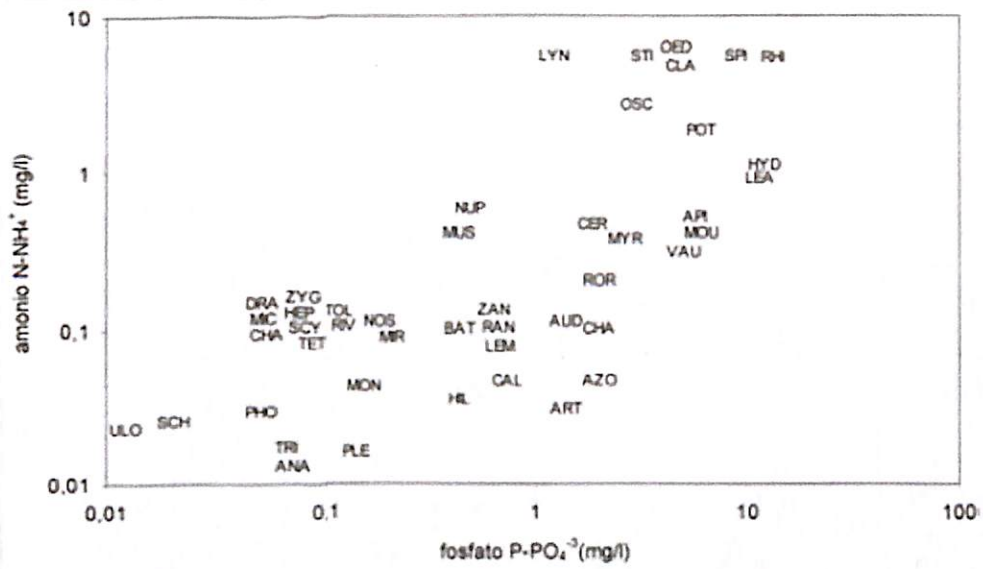


Figura N° 22: Valores máximos de fosfato y amonio para los taxones indicadores (Moreno *et al*, 2006).

Tabla N° 5: IVAM-G. Puntuaciones (vt) y valor indicador (vi) para cada taxón considerado en el IVAM-G.

TAXONES	COD	vt	vi	TAXONES	COD	vt	vi
ALGAS				ALGAS			
Cyanophyta				<i>Microspora</i>	MIR	6	2
<i>Nostoc</i>	NOS	6	2	<i>Hydrodictyon</i>	HYD	2	1
<i>Anabaena</i>	ANA	8	2,5	<i>Spirogyra</i>	SPI	2	1
<i>Cylindrospermum</i>	CYL	8	2,5	<i>Zygnema</i>	ZYG	8	2,5
<i>Nodularia</i>	NOD	8	2,5	<i>Mougeotia</i>	MOU	4	1,5
<i>Scytonema</i>	SCY	8	2,5	<i>Chaetophora</i>	CHA	8	2,5
<i>Tolypothrix</i>	TOL	6	2	<i>Draparnaldia</i>	DRA	8	2,5
<i>Plectonema</i>	PLE	6	2	<i>Stigeoclonium</i>	STI	2	1
<i>Rivularia</i>	RIV	6	2	<i>Oedogonium</i>	OED	2	1
<i>Oscillatoria</i>	OSC	2	1	<i>Chara</i>	CHR	4	1,5
<i>Lyngbya</i>	LYN	2	1	<i>Nitella</i>	NIT	8	2,5
<i>Microcoleus</i>	MIC	8	2,5	BRIOFITOS			
<i>Phormidium</i>	PHO	8	2,5	<i>Musgos</i>	MUS	6	2
<i>Schizothrix</i>	SCH	8	2,5	<i>Hepáticas</i>	HEP	8	2,5
<i>Arthronema</i>	ART	4	1,5	PTERIDÓFITOS			
Rhodophyta				<i>Azolla</i>	AZO	4	1,5
<i>Batrachospermum</i>	BAT	6	2	FANERÓGAMAS			
<i>Audouinella</i>	AUD	4	1,5	<i>Potamogeton</i>	POT	2	1
<i>Lemanea</i>	LEM	6	2	<i>Zamnichellia</i>	ZAN	6	2
<i>Hildenbrandia</i>	HIL	6	2	<i>Nuphar</i>	NUP	6	2
Xanthophyceae				<i>Ruppia</i>	RUP	6	2
<i>Vaucheria</i>	VAU	4	1,5	<i>Ranunculus</i>	RAN	6	2
<i>Tribonema</i>	TRI	8	1,5	<i>Callitriche</i>	CAL	6	2
Clorophyta				<i>Ceratophyllum</i>	CER	4	1,5
<i>Ulothrix</i>	ULO	8	2,5	<i>Lemna</i>	LEA	2	1
<i>Monostroma</i>	MON	6	2	<i>Myriophyllum</i>	MYR	4	1,5
<i>Tetraspora</i>	TET	8	2,5	<i>Rorippa</i>	ROR	4	1,5
<i>Cladophora</i>	CLA	2	1	<i>Elodea</i>	ELO	2	1
<i>Rhizoclonium</i>	RHI	2	1	<i>Apium</i>	API	4	1,5
				<i>Berula</i>	VER	4	1,5
				<i>Veronica</i>	VER	4	1,5

El valor indicador (v_i) asignado a cada taxón se calculó representando gráficamente el rango medido para ambos nutrientes ($\text{rango} = x_{\text{máx}} - x_{\text{mín}}$), de forma que representa la amplitud trófica o euricidad de los taxones. Este valor oscila entre 1 y 2.5, siendo mayor su valor cuanto más estrecho es su rango de condiciones tróficas. De la misma forma que para el valor de tolerancia, se definieron 4 rangos de valores de nutrientes correspondientes a cuatro valores:

$$v_i = 1.0: \text{P- P O}_4^{-3} > 1 \text{ mg/l, N-NH}_4^+ > 1 \text{ mg/l}$$

$$v_i = 1.5: \text{P- P O}_4^{-3} > 1 \text{ mg/l, N-NH}_4^+ < 1 \text{ mg/l}$$

$$v_i = 2.0: \text{P- P O}_4^{-3} 1-0.2 \text{ mg/l, N-NH}_4^+ < 1 \text{ mg/l}$$

$$v_i = 2.5: \text{P- P O}_4^{-3} < 0.2 \text{ mg/l, N-NH}_4^+ < 1 \text{ mg/l}$$

Los taxones típicos de aguas oligotróficas presentan un rango estrecho en la concentración de nutrientes y por tanto se trata de buenos indicadores, mientras que los taxones propios de aguas eutróficas presentan los rangos más amplios (tolerantes y cosmopolitas).

Basado en las propuestas de Haury *et al.*, (2000) y Schneider & Melzer (2003), el cálculo del índice se realiza aplicando la siguiente fórmula:

$$IVAM = \frac{\sum v_i * c_i * vt_i}{\sum v_i * c_i}$$

Donde v_i es el valor indicador del taxón i , que oscila entre 1 y 2.5; c_i es el valor de cobertura del taxón i , representado por tres valores: 1 =<5%, 2 = 5-50% y 3 => 50 % y vt_i es el valor de tolerancia del taxón i , que varía entre 2 y 8.

Las clases de calidad en relación a los taxones indicadores son las siguientes (Tabla N° 6):

- Clase I: muy buena, presentes taxones de los Grupos I y II (vt: 6 y 8).
- Clase II: buena, presentes taxones de los Grupos II y III (vt: 4 y 6).
- Clase III: moderada, presentes taxones de los Grupos III y IV (vt: 2 y 4).
- Clase IV: deficiente, presentes únicamente taxones del Grupo IV (vt: 2).
- Clase V: mala, sin vegetación acuática, solo heterótrofos.

Tabla N° 6: Clases de calidad del IVAM.

Clase	Estado	IVAM- G
I	Muy Bueno	>5,7
II	Bueno	5,7 - 4,5
III	Moderado	4,4 - 3,2
IV	Deficiente	3,1 - 2,0
V	Malo	< 2,0

3.5. - Análisis Estadístico de datos.

Los datos obtenidos se ordenaron en tablas y gráficos, y se obtuvieron los estadísticos característicos. Se compararon y analizaron según su variación en cada sitio y según su variación temporal de acuerdo a la estación de muestreo.

Se analizaron las componentes principales, que permite analizar la interdependencia de las variables métricas y encontrar una representación gráfica óptima de la variabilidad de los datos. Es una técnica de reducción de dimensión que permite examinar todos los datos en un espacio de menor dimensión que el espacio original de las variables. Con el ACP se construyen ejes artificiales (*componentes principales*) que permiten obtener gráficos de dispersión de observaciones y/o variables con propiedades óptimas para la interpretación de la variabilidad y covariabilidad subyacente (Balzarini *et al.*, 2008)

También se realizó un análisis de correlación con el objeto de examinar las relaciones entre los valores de los índices y los parámetros fisicoquímicos y establecer algún tipo de asociación lineal. El coeficiente de correlación de Pearson es un índice estadístico que mide la relación lineal entre dos variables cuantitativas. Es independiente de la escala de medida de las variables.

Resultados

4.1 - Parámetros fisicoquímicos

4.1.1 - Características fisicoquímicas de los sitio de muestreo.

En la Tabla 7, se presentan los valores medios de los parámetros fisicoquímicos que caracterizan el agua de cada sitio de muestreo.

Tabla N° 7: Valores medios de parámetros fisicoquímicos.

Parámetros	A° Duran Rural		A° Duran Urbano		Río Limay	
	Media	Desvío Estándar	Media	Desvío Estándar	Media	Desvío Estándar
Ph	7,43	0,12	7,37	0,37	7,94	0,79
Conductividad (µS)	590,75	319,92	644,75	237,63	86,85	7,93
Nitritos (mg/l)	0,03	0,02	0,07	0,09	0,02	0,01
Nitratos (mg/l)	1,25	0,5	2,85	1,38	0,66	0,45
Fósforo (mg/l)	0,35	0,38	0,37	0,34	0,03	0,01
SDT (mg/l)	63,17	107,91	75,1	123,4	17,27	28,51
Velocidad (m/s)	0,37	0,07	0,51	0,46	1,17	0,62

El arroyo Duran en líneas generales presentó, en los sitios estudiados, mayores valores de conductividad eléctrica, carga de nutrientes y sólidos suspendidos totales respecto del Río Limay.

El pH de las aguas de los sitios muestreados fue levemente alcalino. En los sitios del arroyo Durán, los valores medios fueron entre 7,37 y 7,43 en ADR y ADU, respectivamente. En el río Limay el valor medio de pH fue levemente superior 7,94.

La conductividad eléctrica fue mayor en el arroyo Durán, donde el sitio ADU presentó un valor medio de 644,75 µS/cm, y el ADR un promedio de 590,75 µS/cm, a diferencia del sitio testigo sobre el río Limay con 86,85µS/cm.

Para los nutrientes, la concentración de nitritos presentó bajos valores (0,07 mg/l en ADU y 0,03 mg/l para ADR), no así los nitratos con mayores concentraciones en el arroyo Durán respecto del río Limay, cuyo mayor valor fue de 2,85 mg/l para ADU. En cuanto al fósforo total, su concentración también fue superior en los sitios del arroyo con valores entre 0,35 - 0,37 mg/L, 10 veces más que el río Limay con 0,03 mg/l.

Con respecto a los sólidos disueltos totales, el valor mayor se presentó en ADU, con un 75,1 mg/l, seguido por ADR con 63,17mg/l. Mostrando ambos sitios una marcada diferencia con el sitio RL cuya media fue de 17,27 mg/l.

4.1.2. – Variaciones estacionales de los parámetros.

La variación estacional de los parámetros fisicoquímicos en cada uno de los sitios se observa en la Tabla 8.

Tabla N° 8: Valores estacionales de parámetros fisicoquímicos, según el sitio de muestreo.

Sitio de Muestreo		pH	Temp. (°C)	Conductividad (µS/cm)	Nitritos (mg/l)	Nitratos (mg/l)	Fósforo (mg/l)	SDT (mg/l)	Velocidad (m/s)
Verano	A° Durán Rural	7,42	18,6	351	0,01	0,70	0,13	225,00	0,31
	A° Durán Urbano	7,8	20,7	423	<0,01	1,20	0,14	260,00	0,13
	Río Limay	7,72	21,1	96,1	<0,01	0,60	0,02	60,00	0,49
Otoño	A° Durán Rural	7,6	10	1060	0,06	1,90	0,93	11,00	0,32
	A° Durán Urbano	7,1	9,7	974	0,20	4,50	0,88	6,60	0,37
	Río Limay	9,1	10	90	<0,03	<1,0	0,04	4,70	1,99
Invierno	A° Durán Rural	7,4	12,3	515	0,02	1,10	0,18	6,00	0,40
	A° Durán Urbano	7,55	15,1	646	0,06	2,50	0,24	20,60	1,18
	Río Limay	7,31	11,7	83,5	<0,03	<1	0,03	2,30	0,99
Primavera	A° Durán Rural	7,3	21,7	437	<0,01	1,3	0,18	10,7	0,45
	A° Durán Urbano	7,02	22,4	536	<0,01	3,2	0,21	13,2	0,37
	Río Limay	7,63	21,4	77,8	<0,010	<0,5	0,03	2,1	1,19

Los valores de pH fueron más homogéneos en ambos sitios del arroyo Durán a lo largo de las distintas estaciones del año, a diferencia de RL que durante otoño mostró aguas más alcalinas (Figura N° 23).

La temperatura no tuvo mayores diferencias entre los sitios, y se presentó el comportamiento esperado según la época estacional, observándose el mayor incremento durante primavera y verano (Figura N°24).

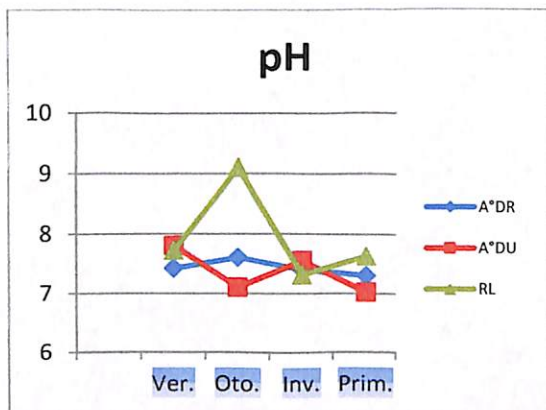


Figura N° 23: Gráfico de líneas – pH de muestreos

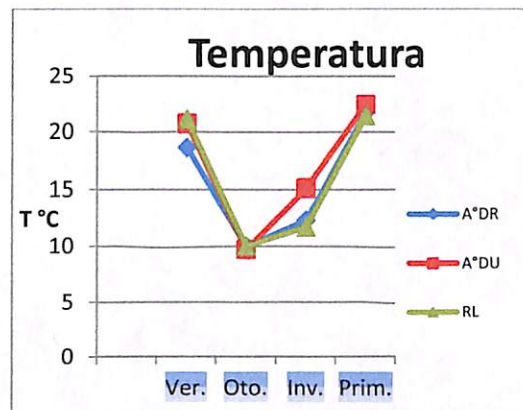


Figura N° 24: Gráfico de temperaturas

La conductividad eléctrica en el río Limay fue menor y casi constante en las diferentes estaciones del año, a diferencia de los sitios del arroyo Durán que presentaron un pico en otoño, con valores cercanos a los 1000 μ S/cm (Figura N° 25).

En cuanto a los nutrientes, las concentraciones mayores de nitritos se observaron en el ADU, con un máximo en otoño de 0,20 mg/l, decreciendo en invierno. En verano y primavera los tres sitios presentaron valores similares, con concentraciones más bajas (Figura N°26).

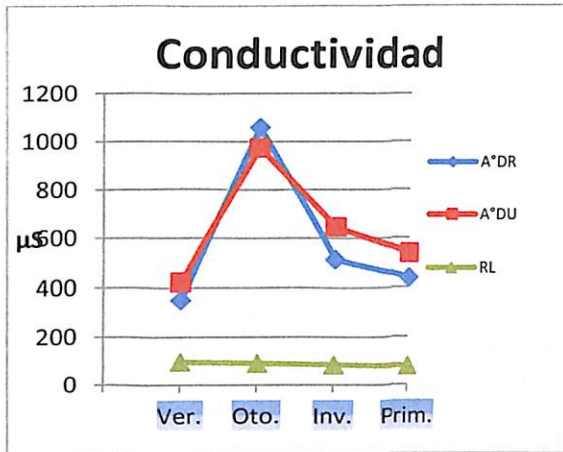


Figura N° 25: Gráfico de conductividad

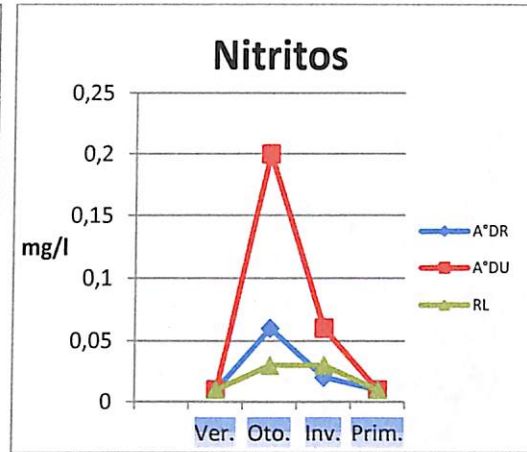


Figura N° 26: Gráfico Nitritos

Con respecto a los nitratos, en este parámetro se diferenciaron los tres sitios, los valores más altos fueron para el ADU, le siguió el ADR, ambos presentando sus mayores concentraciones en el otoño. En cambio en el río Limay las concentraciones de nitratos fueron más bajas y relativamente constantes (Figura N° 27).

En el caso de las concentraciones de fósforo, las variaciones fueron casi idénticas en el ADR y ADU, presentando un máximo en el otoño, y el mínimo en verano (Figura N° 28). En el río Limay las concentraciones fueron menores y casi sin variaciones en las distintas estaciones.

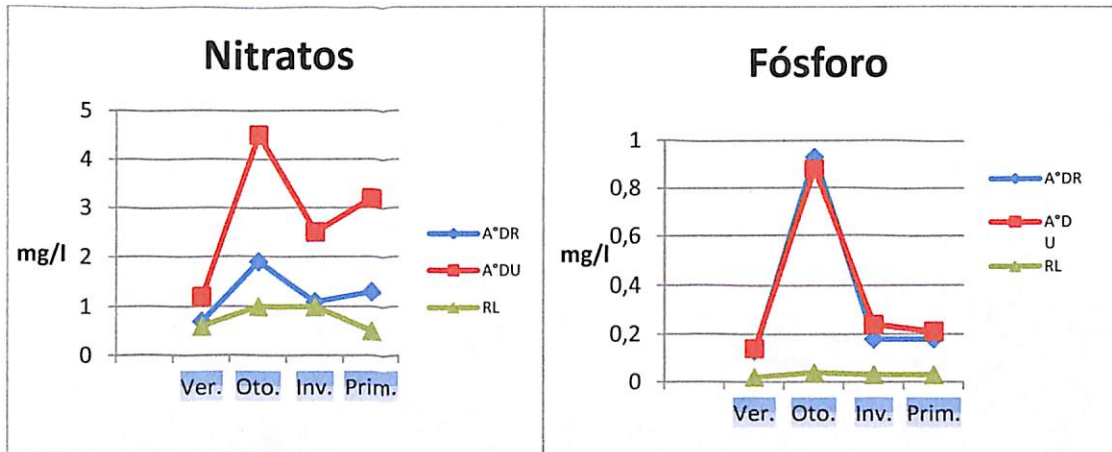


Figura N° 27: Gráfico de Nitratos

Figura N° 28 Gráfico de los valores de Fósforo

Por último los Sólidos disuelto totales en ambos sitios del arroyo Durán presentaron valores superiores al río Limay, donde ADU fue levemente superior a ADR. En los tres sitios se observaron los mayores valores en verano (Figura N° 29).

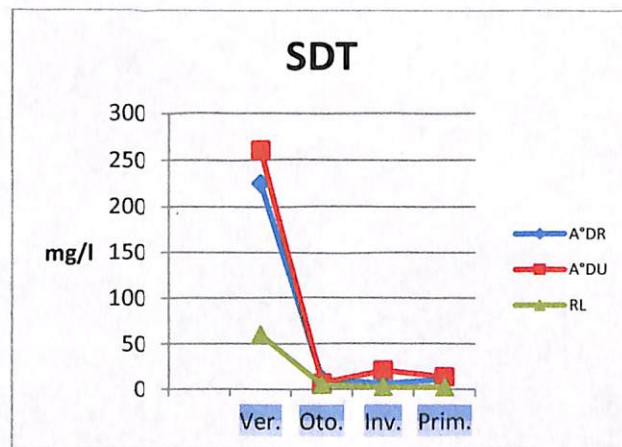


Figura N° 29: Gráfico de valores de SDT.

El análisis integral de los parámetros fisicoquímicos y los sitios según las estaciones del año mediante componentes principales (Figura N° 30), explicó un 75,3% de la varianza de los datos, estableciendo sobre la CP1 (48,7% de la varianza) un gradiente de contaminación por el aumento de la concentración de nutrientes y conductividad eléctrica. Durante otoño, ambos sitios del arroyo Durán

presentaron mayor degradación de la calidad del agua coincidiendo con la época de caudales bajos, a diferencia del río Limay que durante todas las estaciones del año, presentó mejores valores de calidad. En la CP2 (26,6% de la varianza) se observa que durante el verano los sitios de muestreo presentaron una mayor concentración de SST y de temperatura del agua.

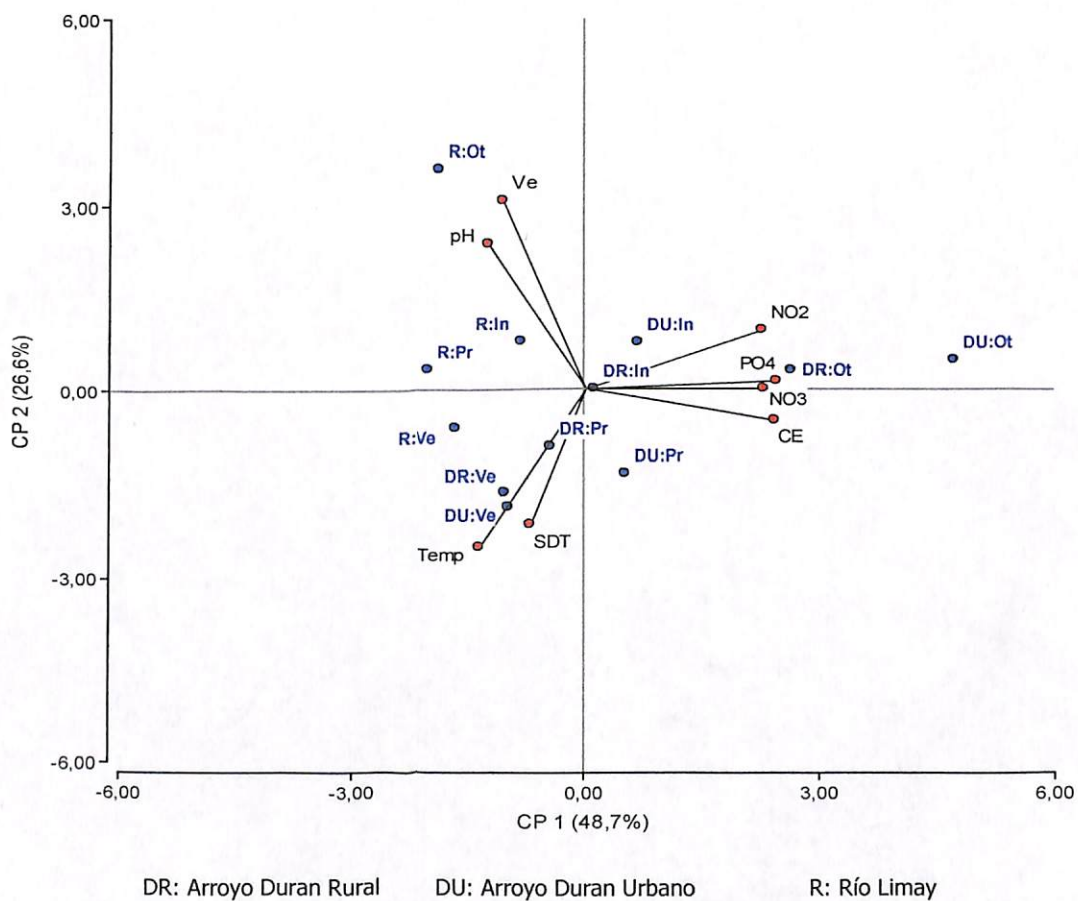


Figura N° 30: Análisis de componentes principales. Elaborado por el autor

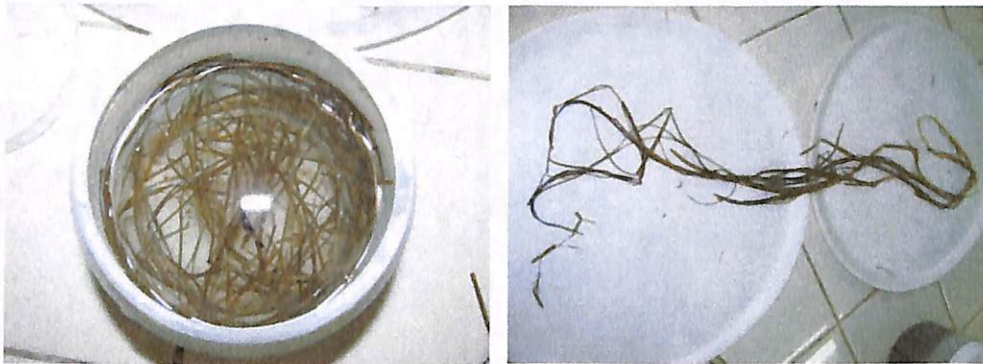
4.2 – Parámetros Biológicos

En el presente trabajo se determinaron 6 especies de hidrófitas, todas pertenecientes al arroyo Durán (Tabla N° 9).

Tabla N° 9: Hidrofitos determinados en el arroyo Durán

FAMILIA	NOMBRE ESPECÍFICO	NOMBRE COMÚN
Potamogetonaceae	<i>Potamogeton pectinatus</i>	Huiro
	<i>Potamogeton illinoensis</i>	
Ceratophyllaceae	<i>Ceratophyllum demersum</i>	Cola de zorro
Lemnácea	<i>Lemna sp</i>	Lentejas de agua
Hidrocaritáceas	<i>Elodea Densa</i>	Elodea- lucheillo
Haloragaceae	<i>Myriophyllum quitense</i>	Gambarrusa

A continuación se presentan imágenes y una leve descripción de las hidrófitas encontradas.



Figuras N° 31 y N° 32: *Potamogeton pectinatus*



Figuras N° 33 y N° 34: Myriophyllum quitense



Figuras N° 35 y N° 36: Ceratophyllum demersum



Figura N° 37: Egeria densa

Figura N° 38: Potamogeton illinoensis

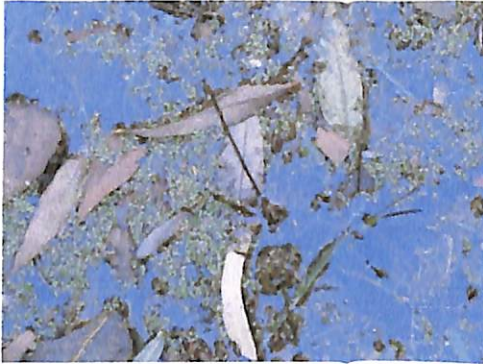


Figura N° 39: *Lemna sp.* en sitio de muestreo.



Figura N° 40: *Lemna sp.* en laboratorio

Potamogeton pectinatus, Clase Spermatophyta – Perteneciente a la familia Potamogetonaceae. Es una de las especies del género con mayor difusión mundial lo cual está asociado con su capacidad para sobrevivir exitosamente en una amplia variedad de ambientes. Se asocia la presencia de *P. pectinatus* a menudo con aguas salobres (den Hartog, 1963) o afectadas por contaminación mineral (Meriaux, 1978). Se lo incluye como miembro del grupo de plantas eurisalinas, capaces de tolerar desde aguas dulces a hipersalinas, ampliamente variables en composición química (Den Hartog 1981, Iversen 1929) sostiene que esta especie pertenece al grupo de plantas restringido a aguas alcalinas, mientras que (Hutchinson ,1975) indica que *P. pectinatus* es una especie que desarrolla en sitios eutroficados o con alta riqueza de nutrientes en el agua, especialmente nitrógeno y fósforo, siendo incapaz de hacerlo en ambientes oligotróficos (Holmes & Newbold, 1984). Asimismo se considera que es una especie que puede crecer en aguas turbias, donde otras especies no tienen la capacidad para hacerlo (Kantrud, 1990) (Figuras N° 31 y 32).

Myriophyllum quitense: Clase Spermatophyta – Perteneciente a la familia Haloragaceae. Habita desde el nivel del mar hasta los 4500 msnm, en Argentina se la ha encontrado en el oeste y sur. También se distribuye por el área altiplánica del oeste de Bolivia, en todo Chile y en el sur del Uruguay.

Las *Myriophyllum* (milerama de agua) son un género de alrededor de 45 especies de plantas acuáticas de agua dulce con una distribución cosmopolita. Su nombre deriva del griego "myri" significa (demasiado para contar) y "phyll" (hoja). Estas plantas acuáticas tienen hojas espiraladas, finamente pinnadas. Posee hojas bajo el agua y los tallos florales emergentes, las hojas que emergen sobre el agua están más rígidas y pequeñas que las sumergidas de la misma planta. Las flores son pequeñas con cuatro pétalos y salen de las axilas de las hojas o en una vara floral terminal emergente. Cada tallo a veces lleva varios tallos de las flores. Las flores son minúsculas tienen 4 sépalos y 4 pétalos y se encuentran en la base de las hojas emergentes. Las flores masculinas se encuentran cerca de la parte superior del tallo de la flor, las flores femeninas cerca de la base. Numerosos rizomas forman raíces blanquecinas en las articulaciones. Las raíces son muy ramificadas. La propagación puede ser por semillas y fragmentos de plantas. Proporciona hábitat para los animales acuáticos y estabiliza los sedimentos. Crece habitualmente en lagos de agua dulce, ríos y arroyos, por lo general, en aguas frías, pobre en nutrientes (Figuras N° 33 y 34).

Ceratophyllum demersum: Clase Spermatophyta – Perteneciente a la familia Ceratophyllaceae. Es una especie cosmopolita que crece en lagos y ríos de corriente lenta a moderada. Es una macrófita perenne y resistente, carece de raíces; se desarrolla flotando en su ambiente, creciendo por un extremo conforme el otro, la base, se va descomponiendo. Vive con las hojas y los tallos totalmente sumergidos, estos últimos se caracterizan por ser quebradizos. Crece ramificada y se reproduce por propagación vegetativa, también poseen flores, masculinas y femeninas, encontradas en diferentes nodos.

Se desarrolla en aguas blandas, de pH neutro o ligeramente ácida. Deben poseer iluminación intensa. Hay ciertas variedades que desarrollan raicillas dado que prefieren crecer arraigadas; estas raíces las desarrollan con el único fin de sujetarse, no para absorber nutrientes y, por tanto, hacen que el abono

hidrosoluble siga siendo la mejor opción. La temperatura ideal para estas plantas varía según el hábitat de las variedades. Las que provienen de Sudamérica prefieren aguas frías y con mayor circulación (Figura N° 35 y 36).

Egeria Densa (Elodea) pertenece a la familia Hydrocharitáceas, su lugar de origen es Argentina, pero se encuentra ampliamente distribuida por Paraguay, Uruguay y Brasil. A veces se encuentra naturalizada también en otras regiones.

Posee tallos de 3-4 metros de longitud, poco ramificados, con hojas verticaladas en número de cuatro por verticilo, muy juntas (de ahí el nombre específico de *densa*), de color verde variable desde claro a oscuro, con limbo de forma entre lineal y lanceolada, sólo ligeramente dentado, se multiplica por esqueje a partir de tallos. Se desarrolla en ambientes de temperaturas de 16-20°C, con un óptimo propio alrededor de los 20°C; soporta temperaturas entre 10 y 25° C; pH: ligeramente alcalino, si el agua es ácida la planta presenta tendencia al decaimiento y acaba por morir poco después; dureza del agua: dura; Iluminación: intensa; sustrato: sin exigencias particulares, arenoso (Figura N°37).

Potamogeton illinoensis: Clase Spermatophyta – Perteneciente a la familia Potamogetonaceae, comúnmente conocida como espigas de agua. *Potamogeton illinoensis* es una monocotiledónea, una hierba perenne, que es nativa de California y también se encuentra en América del Norte y en otros lugares. Por lo general, no es maleza en su área de distribución natural, pero es una macrófita problemática en los canales de riego de Río Negro, donde es una especie introducida. Estas hidrófitas perennes poseen dos tipos de hojas, flotantes y subacuáticas. Las hojas subacuáticas son largas y anchas en pecíolos cortos. Las hojas flotantes no están siempre presentes y tienen tallos más cortos que la lámina de la hoja. Cuando las hojas flotantes están presentes, las hojas sumergidas a menudo se descomponen.

Potamogeton illinoensis proporciona alimento importante y la cubierta de los animales acuáticos. Tubérculos de hoja larga son un alimento importante para las aves acuáticas. Su hábitat se presenta en agua superficial a aguas bastante profundas de los lagos, lagunas, ríos. Prefiere el agua alcalina, al este más común de las Cascadas. Distribución: América del Norte y Central. Introducida en zonas de Argentina, Chile (Figura N° 38).

Lemna sp. Clase: Spermatophyta - Perteneciente a la familia Lemnacea (Monocotiledónea). Son hidrófilos flotantes, libres, encima o debajo de la superficie del agua, solitarios o adheridos en grupos de 2, 10, o más individuos. Tiene una tasa promedio de crecimiento de 0,297 individuos/día con un tiempo de duplicación de entre 2 y 5 días y una productividad de 1230 Kg./hab.d. La *Lemna* prolifera en hábitats de poca salinidad, entre el 25% y el 55% de una superficie de agua.

El amonio y amoníaco son las principales formas de nitrógeno que son capaces de utilizar las especies de *Lemna*. Prolifera en condiciones de pH entre 6,5 y 7,5. Es capaz de eliminar el 50% del amonio de una solución nutriente en 5 horas aunque la concentración de nitratos sea cien veces mayor. Son considerada como indicadores de eutrofización en cuerpos de agua, debido a que su presencia está asociada a áreas con aleatoriedad de condiciones ambientales causadas por el alto grado de acción antrópica, como descargas de aguas negras y remoción de sedimentos por actividad minera, por lo que proliferan en aguas tranquilas más o menos eutrofizadas, pudiendo ocasionar verdaderas plagas bajo circunstancias favorables de alimentos y hábitat, lo que produce consecuencias para los ecosistemas. El género *Lemna* incluye varias especies que por su capacidad y rapidez de propagación (Figura N° 39 y 40)

La riqueza específica de hidrófitas varió de acuerdo a las estaciones climáticas. En verano el sitio ADR presentó 4 especies y ADU 5 especies, en cambio en el otoño la riqueza disminuyó a 2 especies en ADR y 3 especies en ADU. En invierno la riqueza fue mínima en ADR con solo *Potamogeton pectinatus*, en cambio ADU presentó nuevamente las 3 especies que en la estación anterior. Finalmente en primavera aumento las riqueza en ambos sitios a 4 especies cada uno (Tabla N° 10).

Tabla N° 10: Listado de especies, por sitio y estación

Sitio	ADR	ADU
Estación		
Verano	<i>Potamogeton pectinatus</i>	<i>Egeria densa</i>
	<i>Potamogeton illinoensis</i>	<i>Lemna sp</i>
	<i>Ceratophyllum demersum</i>	<i>Potamogeton pectinatus</i>
	<i>Lemna sp</i>	<i>Ceratophyllum demersum</i>
Otoño		<i>Potamogeton illinoensis</i>
	<i>Potamogeton pectinatus</i>	<i>Potamogeton pectinatus</i>
	<i>Egeria densa</i>	<i>Ceratophyllum demersum</i>
Invierno		<i>Egeria densa</i>
	<i>Potamogeton pectinatus</i>	<i>Potamogeton pectinatus</i>
		<i>Ceratophyllum demersum</i>
Primavera		<i>Egeria densa</i>
	<i>Myriophyllum quitense</i>	<i>Potamogeton pectinatus</i>
	<i>Ceratophyllum demersum</i>	<i>Myriophyllum quitense</i>
	<i>Egeria densa</i>	<i>Egeria densa</i>
	<i>Potamogeton pectinatus</i>	<i>Lemna</i>

El análisis de la cobertura de hidrófitas presentó similar variación estacional en los sitios del arroyo Durán. En el río Limay aparece sólo el punto en verano debido a que fue el único momento donde se registraron macrófitas en el tramo estudiado (clorofíceas filamentosas) (Figura N° 41). Las curvas de cobertura siguieron la variación estacional de las temperaturas del agua (Figura N° 24).

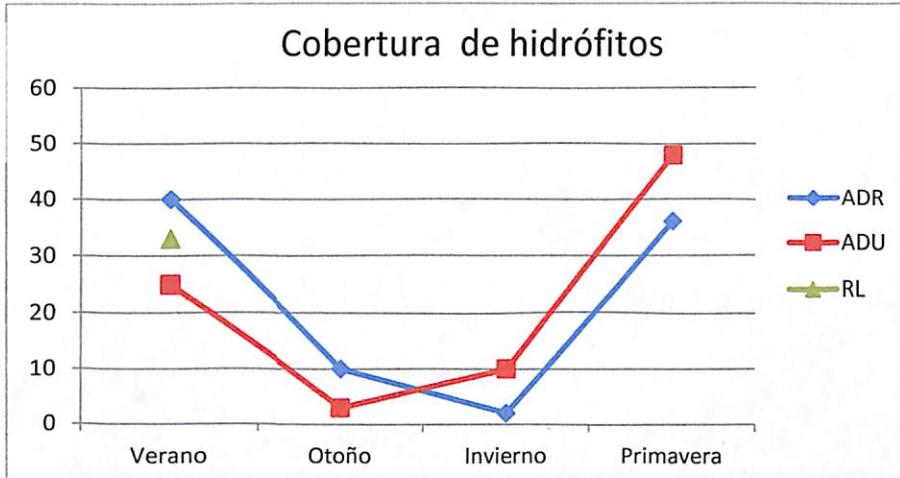


Figura N°41: Cobertura de hidrófitas durante las estaciones de muestreo.

En verano el arroyo Durán y particularmente el sitio ADR presentó la mayor cobertura (40%), con una riqueza de 4 especies de hidrófitas, aunque ADU presentó menos cobertura (25 %), su riqueza fue levemente mayor con 5 especies. En RL solamente se encontraron clorofíceas filamentosas sobre el lecho del tramo estudiado. El caudal durante el verano era bajo, presentándose una amplia playa alejada de los arboles ribereños.

En otoño la cobertura de hidrófitas fue baja en todos los sitios analizados, la riqueza fue de 2 especies en ADR y de 3 especies en ADU. Los pocos especímenes de hidrófitas que se encontraron, se presentaban manchados con lodo (Figuras N° 42 y N° 43). Explica ese momento que el arroyo Durán mostró un caudal muy bajo, según comentarios del propietario de la chacra, fue debido al cierre del afluente que lo conecta con el río Limay. Fue la época de mayor turbidez del agua, (Figura N°44a/44b y Figura N°45a/45b).

En cuanto al sitio testigo no se encontraron hidrófitas, excepto fuera del área de estudio, atrapadas entre las rocas. La velocidad de la corriente y el caudal en el sitio fueron elevados respecto a otras estaciones del año.



Figuras N° 42 y N° 43: ADR; Se encontraron pocas hidrófitas, y las mismas estaban manchadas de lodo.



Figura N° 44a – 44b: Fotos comparativas; ADR en verano y ADR en otoño. El caudal disminuyó desde el muestreo de verano.

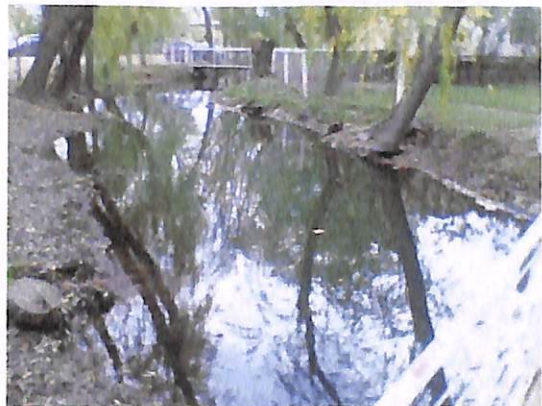


Figura N°45a – 45b: Fotos comparativas; ADU en verano y ADU en otoño. El caudal disminuyó notablemente.

Durante invierno la cobertura fue también baja, 2% en ADR y 10% en ADU, con escasa riqueza de 1 especies y 3 especies, respectivamente. En los sitios del arroyo Durán el caudal fue bajo, el sustrato seguía siendo lodo en descomposición, se destacó sobre el lecho la presencia de abundantes raíces de árboles ribereños y mucha basura (Figuras N°46, N° 47 y Figuras N°48 y N° 49).



Figuras N°46 y N°47: Muestra del sustrato, A° Durán Rural.



Figuras N° 48 y N°49: A° Durán Urbano, disminuyó el caudal, se encontraron muchas raíces de los árboles ribereños y hidrófitas en el lecho del arroyo.

En primavera y en coincidencia con una estación de crecimiento más favorable, las hidrófitas aumentaron en riqueza específica y cobertura. El sitio ADR presentó una cobertura de 36% y una riqueza de 4 especies, al igual que ADU, pero este último mostró una cobertura de 48%.

El análisis de la cobertura de hidrófitas de cada especie según sitio de

muestreo se observa en el siguiente gráfico (Figura N° 50).

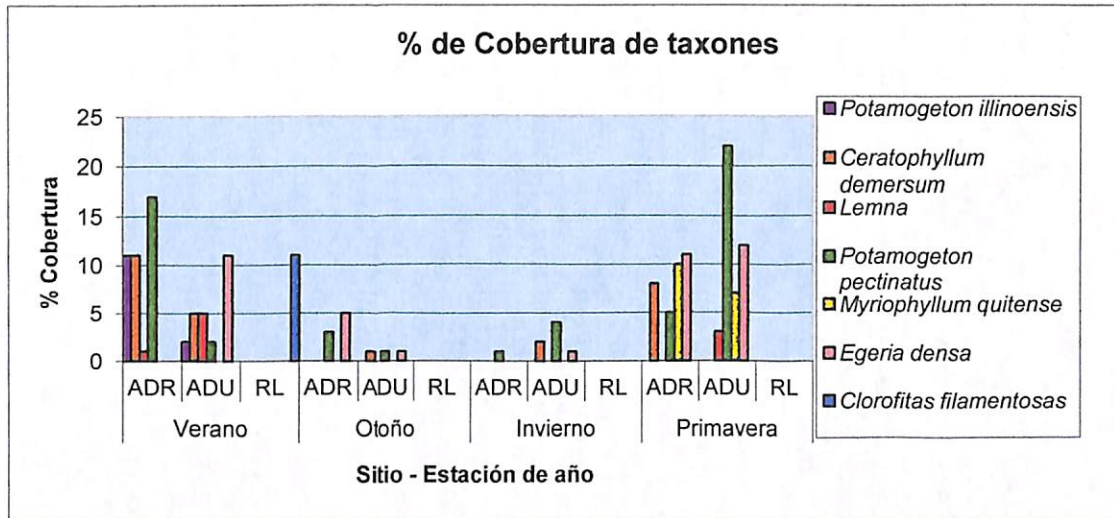


Figura N° 50: Gráfico de cobertura de hidrófitas en los distintos muestreos realizados.

El taxón más frecuente y abundante en los muestreos del arroyo Durán fue *Potamogeton pectinatus*, presentando la máxima cobertura en primavera en el sitio ADU (22%) y en verano en el sitio ADR (17%). En segundo lugar se encontró *Egeria densa*, que en menor cobertura se presentó en casi todas las estaciones del año en ambos sitios.




Potamogeton illinoensis solo se encontró en la estación de verano en ambos sitios, con un porcentaje de 11% en ADR y de 2% en ADU. *Myriophyllum quitense* se halló en primavera, un 10% en ADR y un 7% en ADU. *Ceratophyllum demersum* se encontró en ADR en las estaciones de verano y primavera con un 11% y 8%, respectivamente. En el sitio ADR estuvo presente en verano e invierno en un 5% y 2%. Por último se encontró *Lemna sp.* en verano en un 1% en ADR y 5% en ADU, en este último sitio también se presentó en la estación de primavera con un 3% de cobertura.

4.2.1. Resultados de Índices Biológicos

A continuación se presenta una tabla con los valores obtenidos en el cálculo del índice IM y índice IVAM-G (Tabla N° 11).

Tabla N° 11: Resultados de Índice IM e IVAM-G, y Niveles de calidad respectivos

Estación del año	Índice IM		Índice IVAM-G			
	ADR	ADU	ADR	Nivel de calidad	ADU	Nivel de calidad
Verano	17	12	2,75	IV Deficiente	2,55	IV Deficiente
Otoño	3	8	2	IV Deficiente	2,86	IV Deficiente
Invierno	1	8	2	IV Deficiente	2,86	IV Deficiente
Primavera	18	12	3,33	III Moderado	2,75	IV Deficiente

 Aceptable  Muy Mala
 Mala

Según el índice IM, el sitio ADR presentó una calidad "aceptable" en verano y primavera, en otoño e invierno la calidad fue "muy mala". En el sitio ADU la calidad fue "mala" en todas las estaciones del año.

En cambio con IVAM-G el sitio ADR resultó "deficiente" en la mayoría de las estaciones del año, exceptuando en primavera cuya calidad fue "moderada". Mientras que en ADU, la calidad en todas las estaciones fue "deficiente". En este sitio los resultados fueron semejantes entre los índices, ya que corresponde para ambos a la cuarta categoría de niveles de calidad.

Para analizar la relación lineal entre los Índice biológicos, cobertura y los parámetros fisicoquímicos posiblemente más influenciados sobre estos, se utilizó la correlación de Pearson (Tabla N° 12).

Tabla N° 12: Matriz de correlación de Pearson, valores en negrita indican correlación significativa ($p < 0,05$)

	IM	IVAM-G	Cobertura
pH	-0,16	-0,37	-0,25
Temp. (°C)	0,79	0,55	0,89
Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	-0,43	-0,42	-0,13
Nitritos (mg/l)	-0,32	0,07	-0,6
Nitratos (mg/l)	-0,2	0,22	-0,25
Fosforo (mg/l)	-0,48	-0,29	-0,64
SDT (mg/l)	0,46	0,02	0,37
Velocidad	-0,13	0,27	-0,26

El análisis de correlación mostró que el índice IM y la cobertura de macrófitas se correlacionaron significativamente con el aumento de temperatura, en una relación directa. Así mismo, la disminución de la cobertura fue significativo con el aumento de la concentración de fósforo, presentando una correlación significativa inversa. El índice IVAM-G no mostró correlaciones significativas con los parámetros evaluados.

Discusión y Conclusiones

5- DISCUSIÓN

En el presente trabajo para caracterizar la calidad del agua del arroyo Durán se combinaron los resultados de los análisis fisicoquímicos con la utilización de índices biológicos.

Los valores obtenidos para Sólidos Disueltos Totales (SDT) se mantuvieron dentro de los límites permitidos por la AIC y por el EPAS (500 mg/l), durante las 4 estaciones climáticas. Asimismo cabe mencionar que se registró un gran incremento en la estación verano, con una medición muy superior al resto de las estaciones. Los sólidos disueltos totales comprenden las sales inorgánicas (principalmente de calcio, magnesio, potasio y sodio, bicarbonatos, cloruros y sulfatos) y pequeñas cantidades de materia orgánica que están disueltas en el agua, los mismos pueden proceder de fuentes naturales, aguas residuales, esorrentía urbana o aguas residuales industriales. Su aumento de concentración también puede deberse a algún evento de precipitación en los días previos al muestreo, Chalarca Rodríguez *et. al.* (2007) atribuyen los altos valores de SDT medidos en cuerpos de aguas superficiales a la resuspensión de material disuelto y particulado debido a las precipitaciones. Cabe aclarar que el sitio Río Limay, presentó valores considerablemente menores a los que se presentaron en los sitios del arroyo Durán.

En cuanto a los nutrientes, los valores de nitritos se mantuvieron dentro de los límites admitidos (0,06mg/l) para la conservación de la vida acuática, llegando al valor límite en otoño en el ADR, e invierno en ADU, con una excepción en otoño, en el sitio ADU que alcanzó un valor máximo de 0,20 mg/l, y superó tres veces el límite admisible en este curso de agua. Para el uso III, irrigación, AIC no dispone de valores de referencia. Tampoco hay valores de referencia para nitritos en la Resolución 181/2000.

En cuanto a los valores obtenidos de nitratos para el uso del agua en irrigación, están dentro de los fijados por la AIC (<5mg/l) y EPAS (10 mg/l). En este parámetro, AIC no adopta un valor referencia para la protección de la vida acuática.

Se puede explicar la presencia de compuestos nitrogenados respecto al río Limay, debido a que el arroyo recibe diferentes aportes clandestinos de efluentes domiciliarios e industriales (Pezzullo, 2007; Ugolini, 2006; Cuadros, 2005).

Con respecto al parámetro del fosforo, AIC 1996, no posee un valor de referencia, por lo cual se acudió al valor utilizado por Uruguay (Decreto 253/79 y el Digesto Sobre Usos del río Uruguay de la CARU (Comisión Administradora del Río Uruguay)) y por Brasil (Ministerio de desenvolvimiento urbano y medio ambiental – Comisión Nacional de Medio Ambiente (Co.Na.M.A., 1986), cuyo valor de referencia para el fósforo es 0,025 mg/l. Tomando como guía este valor, los tres sitios superaron el mismo, en casi todos los muestreos, con excepción del sitio río Limay en la estación verano, cuyo valor fue de 0,02 mg/l. Cabe mencionar que el río presentó un promedio de 0,03 mg/l, en cambio los otros sitios revelaron valores más elevados, ADR 0,35 mg/l y ADU 0,37 mg/l, siendo sus máximos en otoño con 0,93mg/l y 0,88mg/l, respectivamente.

Los sitios del arroyo Durán presentaron diversas especies de hidrófitas y cada una tiene su valor indicador de la calidad del agua.

La especie hidrófita de mayor incidencia y que se presentó en todas las estaciones de muestreo en el arroyo Durán fue *Potamogeton Pectinatus*. Hutchinson (1975) indica que *P. pectinatus* es una especie que se desarrolla en sitios eutrofizados o con alta riqueza de nutrientes en el agua, especialmente nitrógeno y fósforo, siendo incapaz de hacerlo en ambientes oligotróficos (Holmes & Newbold, 1984). Asimismo se considera que es una especie que puede crecer en

aguas turbias, donde otras especies no tienen la capacidad para hacerlo (Kantrud, 1990).

Otras especies muestreadas, que son indicadoras de ecosistemas perturbados según los índices utilizados fueron: *Lemna sp.*, la cual fue muestreada en verano en ambos sitios, y en primavera solo en ADU. Las especies del género *Lemna* son consideradas como indicadoras de eutrofización, su presencia está asociada a áreas con aleatoriedad de condiciones ambientales causadas por el alto grado de acción antrópica, como descargas de aguas negras y remoción de sedimentos, por lo que proliferan en aguas tranquilas más o menos eutrofizadas. La especie *Egeria Densa* también es considerada como un importante indicadora de eutrofización, y como una maleza muy agresiva en la cuenca de algunos ríos chilenos (Vila *et al.*, 2006), esta especie fue muestreada en ADU las cuatro estaciones y en ADR en otoño y primavera.

Por otra parte también se encontró en la estación primavera *Myriophyllum quitense* y en verano *Ceratophyllum demersum*, en ambos sitios del arroyo Durán respectivamente. Esta última especie también se encontró en primavera en el ADR, ambas especies son consideradas especies sensibles, de clase II en el índice IM, y de clase III en el índice IVAM-G.

El análisis de los índices biológicos mostró que el sitio del arroyo Durán en la zona rural (ADR), según el índice IM, presentó en verano y primavera una calidad "aceptable" y "muy mala" en las estaciones de otoño e invierno, en cambio para el índice IVAM-G la calidad del agua fue "deficiente" en todas las estaciones, menos en primavera que fue "moderada". En el sitio urbano del arroyo Durán (ADU) según el IM la calidad del agua fue "mala" en todas las estaciones y con el índice IVAM-G fue "deficiente" en todas ellas.

Cuando comparamos los resultados de los índices biológicos con los parámetros fisicoquímicos se observa que, en ambos casos los peores escenarios de la degradación de la calidad de agua del arroyo Durán, fueron otoño e invierno. El aumento de la conductividad eléctrica junto con una mayor concentración de fósforo total, nitritos y nitratos en esas estaciones del año evidenciaron una pérdida en la calidad del agua y reflejada al mismo tiempo por los bajos valores de los índices IM e IVAM-G.

Por otro lado la cobertura de hidrófitas mostró resultados interesantes, correlacionó significativamente de manera positiva con la temperatura y negativa con la concentración de fósforo total. Mostrando por un lado el efecto de la estacionalidad sobre el crecimiento de las hidrófitas y el efecto del aumento de la concentración de nutrientes. La temperatura del agua está directamente influenciada por la estacionalidad.

Al comparar los resultados obtenidos con los dos índices utilizados, se encuentran discrepancias en la calidad del arroyo, cuando uno lo clasifica como "aceptable" y el otro como "deficiente". Estas diferencias se pueden explicar en una primera instancia por las formas de cálculo, los valores del IVAM respecto a las clases de calidad del agua, es muy alta, si algún taxón indicador de aguas de buena calidad está presente (Grupos I y II), el valor del IVAM alcanzará al menos la clase de calidad buena (clase II), independientemente de la riqueza taxonómica presente. En cuanto a la presencia de taxones tolerantes más propios de aguas eutróficas (con puntuaciones bajas), aunque se aumente la riqueza, al contrario de un índice aditivo (IM), este aumento no implica un aumento paralelo del valor del índice IVAM, sino una lógica disminución. Sin embargo, esta disminución está limitada por su forma de cálculo de tal forma que nunca se alcanzarán valores más bajos de calidad (clases IV y V) aunque existan muchos taxones tolerantes. Se puede poner un ejemplo ilustrativo de este efecto al analizar los resultados obtenidos en las estaciones de verano y primavera, el índice IM, clasificó la calidad

del agua del sitio ADR como "aceptable", ya que se presentó más riqueza de especies (taxones tolerantes pertenecientes al grupo IV), al ser un índice aditivo, la suma dio un valor aceptable, en cambio con el índice IVAM, se considera que la mayoría de los taxones encontrados pertenecen al grupo de clase IV, indicadores de calidad deficiente, aún cuando se encontró el taxón de grupo III (*Ceratophyllum demersum*) en verano, la calidad fue "deficiente". No sucedió lo mismo en primavera que además de *Ceratophyllum demersum*, se encontró *Myriophyllum quitense* ambos pertenecientes al grupo III, por lo cual el nivel de calidad fue nivel III "moderada" (presencia de grupos II y III). Por tanto, la resolución taxonómica (menor de género) y la forma de obtención de un índice (aditividad) influyen decisivamente en su efectividad para la evaluación del estado trófico del sistema.

Aunque la aplicación de los índices biológicos permitió identificar las áreas más degradadas del arroyo Durán, mostrando al tramo urbano como el más afectado, sus relaciones con los parámetros ambientales no fueron claramente significativas. Estos resultados pueden explicarse por un lado debido a la baja riqueza específica de macrófitas sumergidas en los sitios relevados respecto a otros ríos, donde fueron diseñados y aplicados estos índices biológicos, subestimando sus resultados y por el otro, a la imposibilidad de contrastarlos respecto al sitio de referencia, que por su escasez de plantas acuáticas, fue eliminado del análisis.

6- CONCLUSIONES

Respecto al proceso general de investigación desarrollado para la elaboración de la presente tesis, se puede señalar que el mismo:

- ✓ Permitió el abordaje y concreción de los objetivos planteados inicialmente.
- ✓ Las dificultades en cuanto a instrumental técnico, acceso a información y fuente de datos se fueron resolviendo, generando instancias de aprendizaje y elaboración de conocimiento.
- ✓ Permitió elaborar propuestas de trabajo, construir herramientas de análisis, incursionar en técnicas de trabajo de campo y aprender acerca de elaboración de informes científicos.

Respecto a la temática específica abordada en la propuesta de tesis, y los objetivos propuestos en un comienzo, se puede concluir que:

- ✓ En una primera instancia, a partir de los resultados obtenidos con la utilización de los Índices Biológicos (IM, IVAM-G) se puede señalar que las aguas del arroyo Durán presentan una calidad de agua deficiente, se reconocieron especies de hidrófitas características de ecosistemas perturbados (*Potamogeton pectinatus*, *Lemna sp.*, *Egeria densa*). A pesar de que los análisis fisicoquímicos permanecieron en su mayoría, exceptuando el fósforo (Co.Na.M.A, 1986), dentro de los valores guías de la AIC y de la Resolución 181/2000 (EPAS), se observó un incremento de dichos parámetros en invierno y otoño, evidenciando una pérdida en la calidad del agua que al mismo tiempo fue reflejada por los bajos valores de los índices IM e IVAM-G.

- ✓ La diferencia en las concentraciones de los nutrientes; fosforo, nitratos y nitritos en las aguas del arroyo, comparadas con el sitio blanco (Río Limay), evidencian los aportes de efluentes industriales, agrícolas y/o domiciliarios recibidos por el arroyo a lo largo de su recorrido, siendo el parámetro del fósforo el que supera los valores de referencia, indicando así un enriquecimiento orgánico que conlleva a un ambiente perturbado. Los canales y arroyos pluvioaluvionales de la ciudad, de la región del alto valle en general, están fuertemente afectados por fuentes puntuales y difusas de contaminación, con contaminantes orgánicos e inorgánicos asociados a las actividades industriales, agrícolas y a la propia urbanización.

- ✓ A diferencia de lo encontrado en los trabajos realizados por Suarez *et al*, (2005) para el índice IM y por Moreno *et al*, (2006) para el IVAM-G, donde sus resultados mostraron correlaciones negativas y significativas con el aumento de la concentración de nutrientes, en los sitios del arroyo Durán el índice IM sólo se correlacionó significativamente con el aumento de la temperatura y débilmente con la conductividad eléctrica y fósforo total, en cambio el índice IVAM-G no se correlacionó con los parámetros fisicoquímicos.

- ✓ La cobertura de hidrófitas se correlacionó significativamente de manera positiva con la temperatura y negativa con la concentración de fosforo total. Exponiendo por un lado el efecto de la estacionalidad sobre el crecimiento de las macrófitas y el efecto del aumento de la concentración del nutriente.

- ✓ Aunque las macrófitas pueden captar nutrientes del agua, su papel en la disminución de la carga de nutrientes en arroyos no es tan importante debido a los cambios estacionales que sufre su biomasa (Feijoó 2000). La

estequiometría de las macrófitas es bastante estricta, por lo que su concentración tisular se relaciona poco con la disponibilidad de nutrientes. Esto limita el valor de las macrófitas como bioindicadores de eutrofización, aunque se observan cambios en la respuesta específica en función de la carga de nutrientes (Demars y Edwards 2007).

- ✓ La presencia o ausencia de especies de hidrófitas en el agua también pueden deberse a diferentes parámetros que no se han considerado en el presente trabajo, por ejemplo: disminución de las concentraciones de dióxido de carbono, la variación del contenido de oxígeno, la calidad de los sedimentos, aeróbicos y anaeróbicos, respecto al contenido de materia orgánica, de oxígeno y el tipo de materiales minerales. También pueden existir inhibidores químicos que hayan impedido el crecimiento de hidrófitas, por ejemplo metales pesados, hidrocarburos, plaguicidas, etc.

- ✓ Si bien el IM propuesto presenta como principal ventaja su facilidad de aplicación, tiene limitaciones importantes como la contaminación orgánica, es un factor de impacto para el desarrollo de los macrófitas (Adams & Sand-Jensen, 1991), pocos hidrófitos son capaces de soportar altos grados de eutrofización (Ramírez y Beck, 1981). El índice es sensible a los efectos de los caudales, a la canalización y uniformización morfológica de los cauces. La salinidad, es otro de los condicionantes para la diversificación y desarrollo de las comunidades de macrófitas (Montes & Martino, 1987; Moreno *et al.*, 2001). En general, se admite que los valores altos de salinidad en el agua (superiores a 4 g/l) disminuyen la diversidad de algas y sobre todo de macrófitos, facilitando el crecimiento de las comunidades perifíticas (Brock & Casanova, 1991; Hart *et al.*, 1991).

- ✓ Debido a la escasez de estudios en la región sobre canales pluviales y fluviales, referentes a la utilización de bioindicadores para determinar el efecto de las distintas actividades (industriales, agrícolas y urbanas) sobre la calidad del agua, y específicamente en la estructura de las comunidades de hidrófitos, no se pudieron realizar comparaciones con otros estudios de bioindicación, para corroborar nuestros resultados.
- ✓ La alteración de los usos de canales naturales y/o pluviolauvionales, como el arroyo Durán, afectan su calidad de agua, generando potenciales riesgos para la salud de la población aledaña, perjudicando además la calidad de uno de los cuerpos de aguas más importantes del Alto Valle, como es el río Limay.

Del trabajo general y de sus conclusiones se desprenden las siguientes recomendaciones:

Si bien, los índices de macrófitas constituyen una importante herramienta que complementa los tradicionales métodos de análisis fisicoquímicos para caracterizar las condiciones ambientales de un determinado ecosistema, y que los géneros contemplados en los índices utilizados, IM e IVAM, son cosmopolitas, no hay que olvidar que son índices probados y utilizados en países de Europa. El IVAM, al incluir un número muy elevado de géneros, facilita su aplicación a un área geográfica más extensa que otros índices de macrófitos existentes. Sin embargo, los valores de tolerancia y el valor indicador de los géneros, puede variar entre diferentes regiones o países.

- Se recomienda realizar una investigación más exhaustiva para probar la validez de los índices en arroyos de nuestra zona. Tomando como antecedente el presente trabajo de tesis.

- Determinar otros factores ambientales que puedan influir en el establecimiento de las hidrófitas y poder llegar a establecer un sistema de bioindicadores propios para la zona.
- Aunque los índices de calidad no dejan de ser una métrica más en la evaluación del estado ecológico de un tramo fluvial, se recomienda obtener rangos de calidad con diferentes indicadores biológicos (microbiológicos, vegetación acuática, macroinvertebrados bentónicos, peces, otros), de forma que puedan ser comparados entre ellos, analizando su complementariedad y posibles errores de calificación asociados a su forma de obtención, para comparar la veracidad de los resultados.
- Se recomienda iniciar acciones que impidan el vuelco de efluentes al arroyo Durán e iniciar un saneamiento del mismo.
- Evitar la descarga del arroyo Duran en las aguas del rio Limay a la altura del Balneario Municipal, para preservar la calidad de las aguas recreacionales.
- Se sugiere a las autoridades competentes la utilización de las diversas investigaciones realizadas en este cuerpo de agua como herramientas que permitan hacer un apropiado uso y defensa del recurso, incentivando a la población a través de campañas de concientización y educación ambiental, con la finalidad de obtener una mejor calidad de vida para los ciudadanos que habitan en sus cercanías.

ANEXOS

**TABLA DE PARÁMETROS Y SUS LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES
MÉTODOS DE ANÁLISIS (Resolución 181/2000 EPAS)**

Parámetros	Objetivo de calidad de las aguas superficiales	Calidad de los efluentes vertidos en aguas superficiales	Calidad de los efluentes vertidos a red cloacal.
Δ Temperatura °C	T 3°C Máxima 25°C	45°C	45°C
Color	6,0	(a)	(c)
Olor	No se permitirán líquidos con olores acentuados		
PH	6,5 – 9,0	6,5 – 9,0	6,5 – 9,0
Sólidos en suspensión totales mg/l	20	(a)	(d)
Sólidos disueltos totales mg/l	500	(a)	(e)
Sólidos sedimentables en 10"ml/l	Ausencia de formación de fangos	0,5	0,5
Sólidos sedimentables en 2 hs ml/l	Ausencia de formación de fangos	1,0	5,0
Oxígeno disuelto mg/l O ₂	Como mínimo 7,0	(f)	(f)
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO) 5 días 20°C mg/l O ₂	4,0	50 (l)	200(g)
Demanda Química de Oxígeno (DQO) mg/l O ₂	(d)	250	500
Sulfuros mg/l S=	No ha de producir toxicidad	1,0	2,0
Sustancias solubles en frío en éter etílico mg/l	(a)	50	100 (e)
*Grasas polares	(a)	10 (j)	10(e)
* Hidrocarburos y aceites minerales			
Detergentes mg/l SAAM	(h)	1,0	2,0
Fósforo total mg/l P	(i)	0,5 Fósforo eliminado >85%	(d)
Amonio mg/l NH ₄ ⁺	0,05 (i)	3,0 (k)	10
Nitratos mg/ NO ₃ ⁻	10 (i)	(d)	(d)
Nitrógeno Total Kjeldalh mg/l N	(i)	10(i)	30
Fenoles mg/l C ₆ H ₅ OH	0,002	0,05	2,0
Plaguicidas organoclorados mg/l	0,001	0,05	0,5

Plaguicidas fósforados mg/l	0,005	0,1	1,0
Cloro residual libre mg/l	No ha de producir toxicidad	0,5	(e)
Cianuro mg/l CN-	0,07	0,1	0,1
Aluminio mg/l Al	0,2	5,0	(d)
Arsenico mg/l As	0,05	0,5	(d)
Bario mg/l Ba	0,7	2,0	2,0
Boro mg/l B	0,3	2,0	(d)
Cadmio mg/l Cd	0,003	0,1	0,1
Cromo total mg/l Cr	0,05	0,5	2,0
Cromo 6+ mg/l Cr 6 +	0,05	0,2	0,2
Hiero mg/l Fe	0,3	2,0	(e)
Cobre mg/l Cu	1,0	1,0	(d)
Mercurio mg/l Hg	0,001	0,005	0,005
Níquel mg/l Ni	0,025	2,0	3,0
Plomo mg/l Pb	0,01	0,05	0,5
Cinc mg/l Zn	3,0	5,0	5,0

NOTAS:

- (a) No ha de provocar modificación al medio receptor.
- (b) La indicación de "ausente" es equivalente a menor que el límite de la técnica analítica indicada.
- (c) Los colorantes pueden verterse, a condición de que sean destruidos en la estación de tratamiento.
- (d) Se ha de definir en cada caso. No se adopta valor de referencia.
- (e) No se ha de producir deterioro de la red de vertidos y de la estación de tratamiento, no teniendo lugar tampoco modificaciones de su eficacia.
- (f) No se establece un límite específico. Su valor queda acotado por el parámetro DBO5.
- (g) Se podrá autorizar concentraciones superiores si el sistema colector lo admite. Esta circunstancia se establecerá mediante una disposición de la Autoridad Competente a pedido del interesado.
- (h) No deben producirse espumas ni problemas de sabor ni olor.
- (i) Cantidad tan pequeña como sea posible en las cuencas de los lagos, lagunas o ambientes favorables a procesos de eutroficación. De ser necesario se fijará la

carga total diaria en Kg/día de Fósforo Total, Nitrógeno Total y Nitrógeno de Amonio.

(j) En un radio de descarga menor de 5 Km de una toma de agua para bebida, debe ser menor de 0,01 mg/l.

(k) En vertidos a cuencas de lagos 0,5 mg/l.

(l) Sujeto a capacidad del cuerpo receptor.

Dado que el objetivo de esta reglamentación es regular la contaminación atendiendo a pautas para el control de los recursos superficiales de la Provincia, los parámetros a controlar no son excluyentes, considerándose el estudio de otros parámetros cuando la naturaleza del efluente así lo requiera.

Las especificaciones de cuáles de estos parámetros se controlarán se decidirá en base al origen del efluente.

Bibliografía

ABOAL, M., 1985. Aportación al conocimiento de las algas del S.E. de España I. *Caraceae*. *Anales Biología 6 (Biología Vegetal)*, 1: 7-17.

ABOAL, M., 1986. Flora algal de la Rambla del Tinajón (Río Segura), Murcia, S.E. de España. *Limnetica*, 2:103-108.

ABOAL, M., 1988a. Diatomées des cours d'eau saumâtres temporaires ou permanents du SE de l'Espagne. *Mémoires de la Société Royale Botanique de Belgique*, 10: 48-54.

ABOAL, M., 1988b. Zygnemataceae (Conjugales, Chlorophyceae) of the river Segura basin, southeastern Spain. *Nova Hedwigia*, 47: 389-402

ABOAL, M., 1989a. Epilithic algal communities from River Segura Basin, Southeastern Spain. *Arch. Hydrobiol.*, 116: 113-124.

ABOAL, M., 1989b. Aportación al conocimiento de las algas epicontinentales del SE de España. V.- Xantoficeas (*Xanthophyceae* P. Allorge et Fritsch, 1935). *Boletim da Sociedade Broteriana*, 62: 239-248.

ABOAL, M., 1989c. Aportaciones al conocimiento de las algas del SE de España. IV. Las diatomeas (Bacillariophyceae). *Acta Botánica Malacitana*, 14: 13-40.

ADAMS, M. S. & K. SAND-JENSEN (EDS). 1991. Ecology of submerged aquatic macrophytes. *Aquatic Botany*, 41 (special edition): 261.

AUTORIDAD INTERJURISDICCIONAL DE CUENCAS (AIC), 1996. Valores Provisorios Propuestos como Niveles Guías de Calidad de Aguas Superficiales en Función de los Diferentes Usos del Recurso.

ALI, M.M., MURPHY, K.J. & ABERNETHY, V.J., 1999. Macrophyte functional variables versus species assemblages as predictors of trophic status in flowing waters. *Hydrobiologia* 415: 131-138.

ANGELIER, E., 2002. Ecología de las aguas corrientes. Ed. Acribia S.A. Zaragoza-España

BALZARINI, M.G., GONZALEZ, L., TABLADA, M., CASANOVES, F., DI RIENZO, J.A. & ROBLEDO, C.W., 2008. *Manual del Usuario*, Editorial Brujas, Córdoba, Argentina.

BARKO, J.W., & SMART R.M., 1981. Mobilization of sediment phosphorus by submersed freshwater macrophytes. *Freshwater biology* 10: 229 - 238.

BARKO, JW, GUNNISON, D., & CARPENTER, S., 1991. Sediment interactions with submersed macrophyte growth and community dynamics. *Aquatic Botany*.

BARTRAM, J. & BALLANCE, R. 1996. Monitoreo de la Calidad del agua: una guía práctica para el diseño de estudios de calidad de agua dulce y programas de vigilancia. Chapman Hill. Londres. 383 p.

BEZIC, C., DALL'ARMELLINA, A., HORNE, F., GAJARDO, O., AVILÉS, L. & CAÑÓN, S., 2004. Distribución y abundancia de macrófitas sumergidas en el embalse de Casa de Piedra, - CURZA, Facultad de Ciencias Agrarias (UNCo) – CONICET, CERZOS- Revista Pilquen • Sección Agronomía- Año VI- Nº 6

BRISTOW, J.M. & WHITCOMBE, M., 1971. The role of roots in the nutrition of aquatic vascular plants. *Amer. J. Bot.* 58: 8–13.

BROCK, M. A., 1981. The ecology of halophytes in the south-east of Australia. *Hydrobiologia*, 81: 23-32.

BROCK, M. A., 1982. Biology of the salinity tolerant genus *Ruppia* L. in saline lakes in south-east of south Australia. II. Population ecology and reproductive biology. *Aquatic Botany*, 13: 249-268.

BROCK, M. A. & CASANOVA M. T., 1991. Plant survival in temporary waters: a comparison of charophytes and angiosperms. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24: 2668-2672.

CAFFREY, J.M., 1986. Macrophytes as biological indicators of organic pollution in Irish waters. En: *Biological Indicators of pollution*. D. H. S. Richardson (ed.): 77-78. Royal Irish Academic, Dublin.

CAMBRA, J. & ABOAL, M., 1992. Filamentous green algae of Spain: distribution and ecology. *Limnetica*, 8: 213-220.

CARIGNAN, R., 1982. An empirical model to estimate the relative importance of roots in phosphorus uptake by aquatic macrophytes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 39:(2) 243-247, 10.1139/f82-034.

CARPENTER, S. & COTTINGHAM, K., 1997. Resilience and Restoration of Lakes. *Conservation Ecology*. 1, art 2.

CHALARCA RODRIGUEZ, E., RUIZ MEJIA, R. & RAMIREZ AGUIRRE, R., 2007. Aproximación a la medición del Impacto de los vertimientos de las aguas residuales domesticas del municipio de Ayapel, sobre la calidad del agua de la cienaga. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*. Numero 40, pp. 41-58.

CHAMBERS, P.A. & PREPAS E.E., 1994. Nutrient dynamics in riverbeds: the impact of sewage effluent and aquatic macrophytes. *Wat. Res.* 28 (2), 453-464.

CHAMPION, P.D. & TANNER C.C., 2000. Seasonality of macrophytes and interaction with flow in a New Zeland lowland stream. *Hydrobiologia* 441:1-12.

CIRUJANO, S. & MEDINA, L., 2002. Plantas acuáticas de las lagunas y humedales de Castilla – La Mancha. Real Jardín Botánico CSIC – Junta de comunidades de Castilla- La Mancha, Madrid.

COMISIÓN EUROPEA, 2000. *Directiva 2000/60/EC* de 23 de octubre de 2000 por el que se establece un marco para la acción comunitaria en materia de aguas. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas L 327 de 22 del 12 de 2000*. 72 pp.

CO.NA.M.A. (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE) ,1986. Resolución CONAMA Nº 20.

CONFEDERACIÓN HIDROLÓGICA DEL EBRO, URS, CIRUJANO S., CAMBRA J., & GUTIERREZ C., Octubre 2005. Protocolo de muestreo y análisis para macrófitos. Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la Directiva Marco de Agua.

CUADROS D., 2005. Presencia de microorganismos indicadores de contaminación fecal en suelos de calles de ripio de la ciudad de Neuquén. Tesis de grado de la Facultad de Ciencias del Ambiente y la Salud de la Universidad Nacional del Comahue. Neuquén, Argentina: 62 p.

DAUBENMIRE R., 1968. *Plants communities*. Harper & Row. Inc, N.Y. 300 pp.

DELL'UOMO, A., 1991. Use of benthic algae for monitoring rivers in Italy. En: *Use of benthic algae for monitoring rivers*. B.A. Whitton, E. Rott, G. Friederich (eds.): 129-137. Institut für Botanik, Universität Innsbruck.

DEMARS, B.O.L., & EDWARDS, A.C., 2007. Tissue nutrient concentrations in freshwater aquatic macrophytes: High inter-taxon differences and low phenotypic response to nutrient supply. *Freshwater Biology* 52:2073-2086.

DEN HARTOG, C., 1963. Enige water plant engemeenschappen in Zeeland. *Gorteria* 1: 155-164. 1963.

DEN HARTOG, C., 1981. Aquatic plant communities of poikilosaline waters. *Hydrobiologia* 81: 15-22.

DOLBETH, M., PARDAL, M.A., LILLEBLO, A.I., AZEITEIRO U. & MARQUES J.C., 2003. Short- and long-term effects of eutrophication on the secondary production of an intertidal macrobenthic community. *Marine Biology*. 10- 1007: 1133-1135.

DUNCAN, N. & RZOSKA, J., 1978. Land use impacts on lake and reservoir ecosystems. IN: Proceedings of the Project 5 Workshops. May 26–June 2. Warsaw, Poland. Facultas Verlag, Wien. 294 p.

FEIJOÓ, C., MOMO, F., BONETTO, C. A. & TUR, N., 2000. Relación entre la biomasa de la macrófita sumergida *Egelia densa* y factores ambientales en dos arroyos pampeanos. Junín: Universidad de Buenos Aires. Facultad de Agronomía.

FEIJOÓ, C., 2000. Ciclo de vida y dinámica poblacional de *Egeria densa* planch, (*Hidrocharitaceae*) en un arroyo de la llanura. Tesis doctoral. Argentina. Universidad Nacional de La Plata. 168 p.

FONT QUER, P., 1985. *Diccionario de Botánica*. Anagrama. Barcelona.

FONTÚRBEL RADA, F., 2003. Algunos criterios biológicos sobre el proceso de eutrofización a orillas de seis localidades del lago Titikaka. *Ecología aplicada*.

FONTÚRBEL, F., 2004. Un ejemplo de la necesidad de la conservación de ecosistemas: la eutrofización localizada en el lago Titikaka (Departamento de La Paz, Bolivia). *Revista de Biología.Org*. 15, [online].

FONTÚRBEL RADA, F., Ene/dic. 2005. Indicadores fisicoquímicos y biológicos del proceso de eutrofización del Lago Titikaka (Bolivia) Ecología aplicada v.4 n.1-2 Lima

GARCIA DE EMILIANI, M., EMILIANI, F. & DEVERCELLI, M., 2009. Fitoplancton y Calidad Bacteriológica en Cuerpos de Agua Someros del Parque Nacional Río Pilcomayo - Formosa, Argentina.

GONZÁLEZ, M., 1996. Comunidades Acuáticas y Palustres como Indicadoras de Gradientes de Contaminación Orgánica. Avance Preliminar. Programa de Doctorado en Ciencias Biológicas. Universidad de Concepción.

HASLAM, S.M, HARDING, J.P.C & SPENCE, D.H.N., 1987. Methods for the use of aquatic macrophytes for assesing water quality 1985-86. En Methods for Examination of Waters and Associated Materials. HMSO, London.

HARPER, D.M., 1996. Using aquatic macrophytes for assesing water trophic level in a lowland river system. Environmental Agency Proyect 1996 Report, 42 pág.

HART, B. T., BAILEY, P., EDWARDS, R., HORTLE, K., JAMES, K., MACMAHON, A., MEREDITH, C., SWADLING, K., 1991. A review of the salt sensivity of the Australian freshwater biota. *Hydrobiologia*, 210: 105-144.

HAUENSTEIN, E, RAMÍREZ, C., GONZÁLEZ, M. & SAN MARTÍN, C., 1993. Comparación de la flora macrófita de tres lagos del centro-sur de Chile (Budi, Llanquihue y Cayetué). *Revista Geográfica de Valparaíso* 22-23: 175-193.

HAUENSTEIN, E., CONZÁLEZ, M., LEIVA, L. & FALCÓN, L., 1995. La importancia de las plantas como indicadores de contaminación. *Boletín Soc. Amigos del Árbol* 9 (1): 23-29.

HAUENSTEIN, E, RAMÍREZ, C., GONZÁLEZ, M. & SAN MARTÍN, C., 1996. Flora hidrófila del lago Villarrica (IX Región, Chile) y su importancia como elemento indicador de contaminación. *Medio Ambiente* 13 (1):88-96.

HAUER, R. F. & LAMBERTI, G. A., 2006. Methods in stream Ecology.

HAURY, J., PELTRE, M. C., MULLER, S., TRÉMOLIÈRES, M., BARBE, J., DUTARTRE, A. & GUERLESQUIN, M., 1996. Des indices macrophytiques pour

estimer la qualité des cours d'eau français : premières propositions. *Ecologie*, 27: 233-244.

HAURY, J. & AIDARA, I.G., 1999. Macrophyte cover and standing crop in the River Scorff and its tributaries (Brittany, north western France) Scale, patterns and process. *Hydrobiologia* 415:109-115.

HAURY, J., PELTRE, M. C., MULLER, S., THIEBAUT, G., TREMOLIÈRES, M., DEMARS, B., BARBE, J., DAUTARTRE, A., DANIEL, H., BERNEZ, I., GUERLESQUIN M. & LAMBERT, E., 2000. *Les macrophytes aquatiques bioindicateurs des systèmes lotiques-Intérêts et limites des indices macrophytiques. Synthèse bibliographique des principales approches européennes pour le diagnostic biologique des cours d'eau*. UMR INRAENSAR EQHC Rennes et Laboratoire de Phyto écologie Université de Metz. Agence de l'Eau Artois-Picardie, Etudes sur L'Eau en France, 87. Ministère de L'écologie et du Développement Durable, France. 101 pp.

HILLBRICHT-ILKOWSKA, A., 1978. Ecological indices of change in temperate aquatic ecosystems; a tentative review. IN: Duncan, N. & Rzoska, J. Eds. Land use impacts on lake and reservoir ecosystems. op. cit.

HOLMES, N. & NEWBOLD, C., 1984. River plant communities – reflectors of water and substrate chemistry. *Report No 9, Nature Conservancy Council*, 73 pp.

HOLMES, N. T. H., 1996. *The use of riverine macrophytes for the assessment of trophic status: review of 1994-95 data and refinements for future use*. A report to the national Rivers Authority. Anglian Region: National Rivers Authority, UK.

HOLMES, N. T. H., NEWMAN, J. R., CHADD, S., ROUEN, K. J., SAINT, L. & DAWSON, F. H., 1999. *Mean Trophic Rank: a users manual*. Environmental Agency R&D. Technical Report E38.

HOOPER, F.F., 1969. Eutrophication indexes and their relationship to other indexes of ecosystem change. IN: Eutrophication causes, consequences, correctives. pp. 225–236.

HUTCHINSON, G.E., 1975. *A treatise on limnology. III. Limnological Botany*. John Wiley, New York, 660 pág.

HYNES, H. B. N., 1960. *The biology of polluted waters*. With an introd. by F.T.K. Pentelow Liverpool University Press, Liverpool.

IVERSEN, J., 1929. Studien Über die pH-verhältnisse Danischer gewasser und ihren einfluss auf die hydrophytenvegetation. *Bot. Tidskr.* 40: 227-326.

JACOBSEN, D. & SAND-JENSEN, K., 1995. Invertebrate herbivory on the submerged macrophytes *Potamogeton perfoliatus* in a Danish stream. *Freshwater Biology*, 31:43-52.

JARVIE, H. P., LYCETT, E., NEAL, C. & LOVE, A., 2002. Patterns in nutrient concentrations and biological quality indices across the upper Thames river basin, UK. *The Science of the Total Environment*, 282-283: 263-29

JERNELOV, A. & ROSENBERG, R., 1976. Stress tolerance of ecosystems. *IN: Environ. Conserv.* 3:43-46.

JORGENSEN, S.E. & MEJER, H., 1979. A holistic approach to ecological modelling. *Ecol. Model.* 7:169-189.

KANTRUD, H.A., 1990. Sago pondweed (*Potamogeton pectinatus* L.): a literature review. *U.S. Fish and Wildlife Service Resource Publication* 176, 89 pp.

KERN-HANSEN, U., HOLM T.F., MADSEN B.L., THYSSEN N. & MIKKELSEN, J., 1980. Vedligeholdelse of vandlob (in Danish) Miljøprojekter 30, Danish Enviorenmental Protection Agency, Copen hagen.

KIERSCH, B., MÜHLECK, R. & GUNKEL, G., 2003. Las macrófitas de algos lagos alto-andinos del Ecuador y su bajo potencial como bioindicadores de eutrofización. Universidad Técnica de Berlin, Departamento de Manejo de la Calidad de Agua.

LAWS, A. E., 1981. *Aquatic Pollution*. Wiley Interscience publicación. E.U.A. 482 p.

LODGE, D.M., 1991. Herbivory of freshwater macrophytes. *Aquatic Botany* 41:195-224.

MADSEN, T.V. & CEDERGREEN, N., 2002. Sources of nutrients to rooted submerged macrophytes growing in a nutrient-rich stream. *Freshwater Biology*, 47:283-291.

MALDONADO M., VAN DAMME, P. & ROJAS, J., 1998. Contaminación y eutrofización en la cuenca del río Rocha (Cochabamba). *Revista Boliviana de ecología y conservación Ambiental* 3: 3-9.

MARGALEF, R., 1951. Species diversity in natural communities. Barcelona, Publ. Inst. Biol. Appl. 6:59-72.

MCCOOK, L.J., 1999. Macroalgae, nutrients and phase shifts on coral reefs: scientific issues and management consequences for the Great Barrier Reef. *Coral Reefs*. 18: 357-367.

MERIAUX, J., 1978. Etude analytique et comparative de la vegetation aquatique d'étangs et marais du nord de la France (Vallee de la Sensee et bassin houiller du Nord-Pas-de-Calais). *Doc. Phytosociol.* 3: 1-244.

MIMAM, 2000. Libro Blanco del Agua en España. Centro de Publicaciones del Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, 637 pp.

MONTES, C. & MARTINO, P., 1987. Las lagunas salinas españolas. In: Bases científicas para la protección de los humedales en España. Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales: 95-145. Madrid.

MORENO, J. L., ABOAL, M., VIDALABARCA, M. R., SUÁREZ, M. L., 2001. Macroalgae and submerged macrophytes from fresh and saline waterbodies of ephemeral streams ("ramblas") in semiarid south-eastern Spain. *Mar. Freshwater Res.*, 52, 891-905.

MORENO, J. L., NAVARRO, C. & DE LA HERAS, J., 2006. Propuesta de un índice de vegetación acuática (IVAM) para la evaluación del estado trófico de los ríos de Castilla – La Mancha: Comparación con otros índices bióticos. Asociación Española de Limnología, Madrid. España

MORENO, J. L., DE LA HERAS, J., PRAT, N. & RIERADEVALL, M., 2007. Evaluación del estado trófico de tres cuencas interiores de Cataluña (Foix, Besós y

Llobregat) mediante la vegetación acuática: aplicación de un índice trófico (IVAM-FBL). Asociación Española de Limnología, Madrid. España.

MUELLER DOMBOIS, D. & ELLENBERG, H., 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley & Sons. New York. 574 pp.

MUHLHAUSER, H., 1987. Trabajo editado por VILA, I., (ed) 1991 Trabajos presentados al Segundo Taller Internacional sobre Ecología y Manejo de Peces en Lagos y Embalses. Santiago, Chile, 28 septiembre – 3 octubre 1987. COPESCAL Doc. Téc.9, 196 pp.

MYRBO, A. & ITO E., 2003. Eutrophication and remediation in context: High-resolution study of the past 200 years in the sedimentary record of Lake McCarrons (Roseville, Minnesota) . USGS-WRRI 104B National Grants Competition and. the Center for Agricultural Impacts on Water Quality, Minnesota. : 5

NEWMAN, R.M., 1991. Herbivory and detritivory on fresh-water macrophytes by invertebrates. A review Journal of the North American. Benthological society, 10:89-114.

OCDE, 1982. Eutrophisation des eaux. Méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte. Paris. 164 pp.

PEZZULLO, D., 2007. Persistencia de microorganismos coliformes en suelos urbanos con contaminación antropica discontinua. Tesis de grado de la Facultad de Ciencias del Ambiente y la Salud de la Universidad Nacional del Comahue. Neuquén, Argentina.

PISANO, E., 1976. Cormófitos acuáticos de Magallanes. Anales Instituto de la Patagonia 7: 115-135.

RAMÍREZ, C., ROMERO, M. & RIVEROS, M., 1976. Lista de cormófitos acuáticos de la Región Valdiviana. Publicación ocasional Museo Nacional de Historia Natural, Chile 3: 12-22.

RAMÍREZ, C., 1978. Las Plantas acuáticas vasculares y su ambientación en medios límnicos y salobres del sur de Chile. Arch. Biol. Med. Exp. 11 (2): 48-49.

RAMÍREZ, C., ROMERO, M. & RIVEROS, M., 1979. Habit, habitat, origin and geographical distribution of Chilean vascular hydrophytes. *Aquatic Botany* 7: 241-253.

RAMÍREZ, C. & BECK S., 1981. Makrophytische vegetation und flora in gewässern der umgebung von La Paz, Bolivien. *Archiv Für Hydrobiologie* 91 (1):82-100.

RAMÍREZ, C. & STEGMAIER, E., 1982. Formas de vida en hidrófitos chilenos. *Medio Ambiente* 6: 43-54.

RAMÍREZ, C.; SAN MARTÍN C. & SAN MARTÍN J., 1996. Estructura florística de los bosques pantanosos de Chile Central. En: J. Armesto, M.T. Kalin-Arroyo y C. Villagrán (Eds.), *Ecología del Bosque Nativo de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago. 215-234.

RIIS, T., BIGGS, B.J. & FLANAGAN M., 2003. Seasonal changes in biomass of macrophytes in South Island lowland streams, New Zeland. *New Zeland Journal of Marine and Freshwater Research*, 37:381-388.

ROBACH, F., MERLIN, S., ROLLAND, T. & TREMOLIERES, M., 1996. Ecophysiological approach of water quality bioindicating using aquatic plant materials: the role of phosphorus. *Ecologie (Brunoy)* 27: 203-214.

SAND-JENSEN, K., 1998. Influence of submerged macrophytes on sediment composition and near-bed flow in lowland streams. *Freshwater Biology* 39:663-679

SAND-JENSEN, K. & MEBUS, J.R., 1996. Fine-scale patterns of water velocity within macrophytes patches in streams. *Oikos* 76:169-180.

SCHNEIDER, S. & MELZER, A., 2003. The Trophic Index of Macrophytes (TIM) –a new tool for indicating the trophic state of running waters. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 88: 49-67.

SECRETARIA DE ESTADO DE RECURSOS NATURALES- DIRECCIÓN PROVINCIAL DE RECURSOS HÍDRICOS (S.E.R.N-D.P.R.H.), 2009. Informe Técnico.

SCHNEIDER, S. & MELZER, A., 2003. The Trophic Index of Macrophytes (TIM) –a new tool for indicating the trophic state of running waters. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 88: 49-67.

SLÁDECEK, V., 1973. System of water quality from the biological point of view. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 7: 1-218.

SMITH, R.L. & SMITH, T.M., 2001. Ecología. 4º edición. Addison Wesley, Madrid.

SPENCER, W. & BOWES, G., 1990. Ecophysiology of the world's most troublesome aquatic weeds. En: Pieterse, A.H. & Murphy, K.J. Eds. "*Aquatic Weeds. The ecology and management of the nuisance aquatic vegetation*", Oxford Science Publications, cap. 4: 39-73.

SUÁREZ, M. L., MELLADO, A., SÁNCHEZMONTTOYA, M.M. & VIDAL-ABARCA, M. R., 2005. Propuesta de un índice de macrófitos (IM) para evaluar la calidad ecológica de los ríos de la cuenca del Segura. *Limnetica*, 24: 305-318.

TEZANOS PINTOS, P. & OZFARRELL, I., 2008. Influencia de las macrófitas flotantes en la comunidad fitoplanctónica en un humedal del bajo Paraná (Reserva natural de Otamendi), Argentina.

THIEBAUT G, GUÉROLD, F. & MULLER, S., 2002. Are trophic and diversity índices based on macrophyte communities pertinent tools to monitor water quality? *Water research* 36: 3602-3610.

UGOLINI, F., 2006. Estudio Bacteriológico de aguas recreacionales de balnearios del río Limay en la ciudad de Neuquén. Tesis de grado de la Facultad de Ciencias del Ambiente y la Salud de la Universidad Nacional del Comahue. Neuquén, Argentina.

VANNOTE, R., MINSHALL, G., CUMMINS, R., SEDELL, C. & CUSHING, C., 1980. The River Continuum concept. *Fish Aquatic Sciencie.* (37): 130- 137.

VAN VIERSSSEN, W., 1982. The ecology of communities dominated by *Zannichellia* taxa in western Europe. II. Distribution, synecology and productivity aspects in relation to environmental factors. *Aquatic Botany*, 13: 385-483.

VERHOEVEN, J. T. A., 1979. The ecology of *Ruppia* dominated communities in western Europe. I. Distribution of *Ruppia* representatives in relation to their autoecology. *Aquatic Botany*, 6: 197-268.

VILA, I., 2006. Macrofitas y vertebrados de los sistemas límnicos de Chile.

VILCHES, C.S., 2005. Comparación del metabolismo en productores del Arroyo Las Flores. Tesis de licenciatura. Luján. Universidad Nacional de Luján.

WESTERN, D., 2001. Human-modified ecosystems and future evolution. PNAS. 98: 5458-5465.

WETZEL, R. G., 2001. *Limnology. Lake and rivers ecosystems*. 3rd ed. San Diego: Academic Press. 1006 pp. FONT QUER, P. 1985. *Diccionario de Botánica*. Anagrama. Barcelona.

WHITE, D.S. & HENDRICKS, S.P., 2000. Lotic macrophytes and surface-subsurface exchange processes. Pages 363-379. In J.B. Jones and P.J. Mulholland (Eds) *Streams and Ground waters*. Academic Press, San Diego C.A.

ZHANG, C., 2007. *Fundamentals of environmental sampling and analysis*. Ed. Wiley Interscience. 436 pp.

[1] www.jccm.es/ces/pdf/gestion_agua/4_1.pdf (visitada 10/03/11)

[2] <http://www2.uah.es/ecologia/huermeces/INDICADORES.doc> (Visitada el 16/03/2010)

[3] <http://www.epa.gov/bioindicators/html/macrophytes.html>

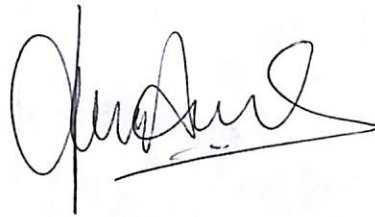
[4] http://es.wikipedia.org/wiki/Ciudad_de_Neuqu%C3%A9n (Visitada el 08/03/11)

[5]Municipalidad del Neuquén, Boletín Informativo, 28/02/2002. Por la contaminación del agua permanecerá vigente la prohibición para bañarse en el balneario municipal.

FIRMAS

FECHA: 17 - 03 - 2014

FIRMA TESISTA:



FIRMA DIRECTORA:

FIRMA CO-DIRECTOR:

FIRMA TUTORA: