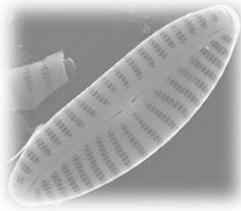


DIATOMEAS BENTÓNICAS COMO INDICADORES DE GRADIENTES AMBIENTALES ASOCIADOS A ACTIVIDADES ANTRÓPICAS EN ARROYOS DE LA CUENCA DEL RÍO NEGRO

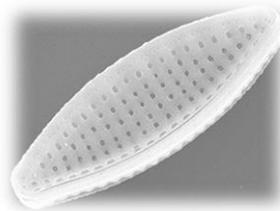
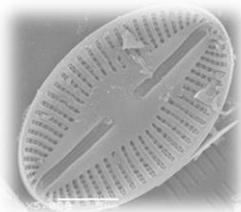
MAESTRÍA EN GEOCIENCIAS - PEDECIBA



LIC. ANDREA PICCARDO ANTUNEZ

TUTOR: DR. GUILLERMO CHALAR

CO-TUTOR: DR. FELIPE GARCÍA-RODRÍGUEZ



Tribunal:

Dra. Carla Kruk

Dra. Mariana Meerhoff

Dr. Dermot Antoniades

MONTEVIDEO, URUGUAY

2020

CONTENIDO

Lista de Tablas	4
Lista de Figuras	4
RESUMEN	8
ABSTRACT	10
INTRODUCCIÓN.....	12
Hipótesis.....	15
Objetivo General.....	15
Enfoque y estructura del trabajo	15
METODOLOGÍA.....	16
Área de estudio.....	16
Muestreos	21
CAPITULO 1, CALIDAD FÍSICO-QUÍMICA DEL AGUA Y USOS DEL SUELO	23
MARCO TEÓRICO	23
HIPÓTESIS.....	25
PREDICCIONES.....	25
OBJETIVOS.....	25
METODOLOGÍA	25
Muestreos.....	25
Análisis en laboratorio	25
Usos de suelo.....	26
Análisis estadísticos	26
RESULTADOS.....	26
Categorías de usos de suelo	26
Descripción general de las variables físico-químicas.....	28
Variables físico químicas, usos de suelo y ecorregiones	29
Estado trófico	34

Relación entre las distintas variables.....	37
DISCUSIÓN.....	38
CONCIUSIONES	40
CAPITULO 2, FACTORES REGULADORES DE LA COMUNIDAD PERIFÍTICA	41
MARCO TEÓRICO	41
HIPÓTESIS.....	42
PREDICCIONES.....	42
OBJETIVOS.....	43
MÉTODOLOGÍA	43
Muestreos.....	43
Análisis de datos	43
RESULTADOS.....	45
DISCUSIÓN.....	50
CONCLUSIONES	52
CAPITULO 3, COMUNIDAD DE DIATOMEAS BENTÓNICAS	53
MARCO TEÓRICO	53
HIPÓTESIS.....	56
PREDICCIONES.....	57
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	57
METODOLOGÍA	57
Muestreos.....	57
Análisis en laboratorio	59
Análisis de datos	60
RESULTADOS.....	62
Diversidad específica de la comunidad de diatomeas	62
Composición específica de la comunidad de diatomeas y usos de suelo	65
Calidad de agua en base a índices diatomológicos	68
Calidad de agua, estado trófico y usos del suelo	70

DISCUSIÓN.....	71
CONCLUSIONES	75
DISCUSIÓN FINAL	76
AGRADECIMIENTOS.....	79
ANEXOS	80
BIBLIOGRAFÍA.....	85

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Nombre de las estaciones de los arroyos muestreados, departamento y ecorregión a la que pertenecen, y coordenadas geográficas de cada sitio de muestreo.....	19
Tabla 2 – Descripción general de las variables físico-químicas	28
Tabla 3 – Resultados del modelo HLM para biomasa total de algas bentónicas para las variables estadísticamente significativas.	48
Tabla 4 – Arroyos muestreadas para el estudio de diatomeas epilíticas. Se indica la ecorregión a la que pertenecen, categorización de uso dominante y la clasificación de estado trófico (ET) según fósforo total (PT) y nitrógeno total (NT): O: oligotrófico, M: mesotrófico, E: eutrófico y H: hipereutrófico.....	57
Tabla 5. Especies de diatomeas halladas, con una abundancia relativa mayor al 4%, sus constancias de ocurrencia, y el porcentaje de arroyos en los cuales fueron especies dominantes.	62
Tabla 6 – Clasificación de los arroyos según categoría de uso dominante en la cuenca, y estado trófico (ET) según fósforo total (PT) y nitrógeno total (NT).....	80
Tabla 7 – Biomasa perifítica total máxima por arroyo, y de de cianbacterias, algas verdes y diatomeas.....	82
Tabla 8 – Riqueza específica de diatomeas epilíticas (S), índice de Simpson (D), Equitatividad (E), y valor de los índices diatomológicos TWQI, IDP y TDI por arroyo.	84

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Cuenca del Río Negro, con sus principales ríos y arroyos tributarios. Modificada de: MVOTMA-DINAGUA, 2014.....	17
Figura 2. Localización de los puntos de muestreo y ecorregiones en la cuenca del Río Negro. ...	19
Figura 3. Agrupamiento de cuencas según uso de suelo dominante inferido a partir del DCA.....	27
Figura 4. Localización de los arroyos muestreados en la cuenca del Río Negro y en las distintas ecorregiones, indicando las categorías de uso del suelo, identificadas en la Figura 3.....	27
Figura 5. Promedio y desvío estándar de la concentración de fósforo reactivo soluble (PRS) y fósforo total (PT), según categorías de usos de suelo en cada ecorregión. CSO: Cuenca Sedimentaria del Oeste, CSG: Cuenca Sedimentaria Gondwánica, CB: Cuesta Basáltica, EC: Escudo Cristalino, SE: Sierras del Este.	29

Figura 6. Promedio y desvío estándar de la concentración de nitrato (NO_3), amonio (NH_4) y nitrógeno total (NT), según categorías de usos de suelo en cada ecorregión. CSO: Cuenca Sedimentaria del Oeste, CSG: Cuenca Sedimentaria Gondwánica, CB: Cuesta Basáltica, EC: Escudo Cristalino, SE: Sierras del Este.	31
Figura 7. Promedio y desvío estándar de la concentración de sólidos suspendidos totales (SST) y porcentaje de materia orgánica (MO), según categorías de usos de suelo en cada ecorregión. CSO: Cuenca Sedimentaria del Oeste, CSG: Cuenca Sedimentaria Gondwánica, CB: Cuesta Basáltica, EC: Escudo Cristalino, SE: Sierras del Este.	32
Figura 8. Promedio y desvío estándar de la concentración de la turbidez, porcentaje de oxígeno disuelto (OD), conductividad y pH, según categorías de usos de suelo en cada ecorregión. CSO: Cuenca Sedimentaria del Oeste, CSG: Cuenca Sedimentaria Gondwánica, CB: Cuesta Basáltica, EC: Escudo Cristalino, SE: Sierras del Este.	33
Figura 9. Porcentaje de arroyos oligotróficos, mesotróficos, eutrófico e hipereutrófico según la concentración de fósforo total (PT), en cuencas con distintos usos de suelo y en las distintas ecorregiones. CSO: Cuenca Sedimentaria del Oeste, CSG: Cuenca Sedimentaria Gondwánica, CB: Cuesta Basáltica, EC: Escudo Cristalino, SE: Sierras del Este.	35
Figura 10. Distribución de la clasificación trófica de los arroyos según la concentración de fósforo total (PT), en las distintas ecorregiones de la Cuenca del Río Negro.	35
Figura 11. Porcentaje de arroyos oligotróficos, mesotróficos, eutrófico e hipereutrófico según la concentración de nitrógeno total (NT), en cuencas con distintos usos de suelo y en las distintas ecorregiones. CSO: Cuenca Sedimentaria del Oeste, CSG: Cuenca Sediemtaria Gondwánica, CB: Cuesta Basáltica, EC: Escudo Cristalino, SE: Sierras del Este.	36
Figura 12. Distribución de la clasificación trófica de los arroyos según la concentración de nitrógeno total (NT), en las distintas ecorregiones de la Cuenca del Río Negro.	37
Figura 13. Análisis de Componentes Principales realizado a partir de las variables categóricas Ecorregiones (CSO: Cuenca Sedimentaria del Oeste, CSG: Cuenca Sedimentaria Gondwánica, CB: Cuesta Basáltica, EC: Escudo Cristalino, SE: Sierras del Este), Estado trófico según Fósforo Total (PT) y Nitrógeno Total (NT), y las distintas categorías de usos de suelo.	38
Figura 14. Clasificación por estado trófico de las microcuencas estudiadas, basada en la biomasa total de algas bentónicas ($\mu\text{g chl-a.cm}^{-2}$). Azul: oligotrófico, verde: mesotrófico, amarillo: eutrófico.	45
Figura 15. Biomasa ($\mu\text{g chl-a.cm}^{-2}$) de cianobacterias, diatomeas y algas verdes.	46

Figura 16. Composición relativa de diatomeas, algas verdes y cianobacterias en los arroyos estudiados.....	47
Figura 17. Composición relativa de diatomeas, algas verdes y cianobacterias promedio, en función del estado trófico según a) Clorofila, b) fósforo total, c) nitrógeno total.....	47
Figura 18. Predicción de la Biomasa Total de algas bentónicas en función de la concentración de Fósforo Total (PT), y la influencia de los factores locales: tipo de sedimento y velocidad de corriente, a partir del modelo HLM.	49
Figura 19. Predicción de la Biomasa Total de algas bentónicas en función de la concentración de Nitrato (NO ₃), y la influencia de los factores locales: tipo de sedimento y velocidad de corriente, a partir del modelo HLM.	49
Figura 20. Predicción de la Biomasa Total de algas bentónicas en función de la Turbidez del agua, y la influencia de los factores locales: tipo de sedimento y velocidad de corriente, a partir del modelo HLM.....	50
Figura 21. Ubicación de los 31 arroyos en los que se tomaron muestras de diatomeas epilíticas en la cuenca del Río Negro.	59
Figura 22. Raspado de rocas para la obtención de muestras de perifiton.....	59
Figura 23. Promedio de riqueza específica, Índice de Simpson y Equitatividad agrupados por usos de suelo.....	64
Figura 24. Promedio de riqueza específica, Índice de Simpson y Equitatividad agrupados por usos de ecorregiones. CSO: Cuenca Sedimentaria del Oeste, CSG: Cuenca Sediemtaria Gondwánica, CB: Cuesta Basáltica, EC: Escudo Cristalino, SE: Sierras del Este.	65
Figura 25 - Constancia (%) de cada una de las especies halladas vs. abundancia relativa promedio de cada especie (%) para arroyos clasificados como naturales. Las líneas azules indican el promedio general de abundancia relativa y frecuencia de ocurrencia.	66
Figura 26 - Constancia (%) de cada una de las especies halladas vs. abundancia relativa promedio de cada especie (%) para arroyos clasificados como forestales. Las líneas azules indican el promedio general de abundancia relativa y frecuencia de ocurrencia.	66
Figura 27 - Constancia (%) de cada una de las especies halladas vs. abundancia relativa promedio de cada especie (%) para arroyos clasificados como agrícola-forestales. Las líneas azules indican el promedio general de abundancia relativa y frecuencia de ocurrencia.....	67
Figura 28 - Constancia (%) de cada una de las especies halladas vs. abundancia relativa promedio de cada especie (%) para arroyos clasificados como agricolas medio. Las líneas azules indican el promedio general de abundancia relativa y frecuencia de ocurrencia.....	67

Figura 29. Constancia (%) de cada una de las especies halladas vs. abundancia relativa promedio de cada especie (%) para arroyos clasificados como agrícolas intensivos. Las líneas azules indican el promedio general de abundancia relativa y frecuencia de ocurrencia.	68
Figura 30. Ajuste de los índices diatomológicos IDP (Índice de Diatomeas Pampeano), TWQI (Índice de Calidad Trófica del Agua) y TDI (Índice Trófico de Diatomeas) en relación al primer factor de un ACP con las siguientes variables: NT, NO ₃ , NH ₄ , PT, PRS, materia orgánica, conductividad y turbidez. Las líneas punteadas indican el intervalo de 95% de confianza.....	69
Figura 31. Especies dominantes en arroyos con distintas clases de calidad de agua. Fotos tomadas en este estudio.	70
Figura 32. ACP realizado a partir de las variables categóricas: calidad del agua según TDI, uso dominante del suelo, estado trófico según nitrógeno total y fósforo total; y con las variables continuas: turbidez y biomasa de diatomeas epilíticas.....	71

RESUMEN

Algunas actividades antrópicas han generado impactos significativos en los ciclos hidrológicos y biogeoquímicos de las cuencas hidrográficas, causando una serie de efectos ambientales, sociales y económicos no deseados. La eutrofización de sistemas lóticos es una de las consecuencias más importantes de las actividades humanas, y se considera una de las causas principales del deterioro de la calidad del agua y sedimento. El uso de comunidades biológicas para la evaluación de la calidad del agua es una práctica común y eficaz. La comunidad de perifiton juega un rol muy importante y sus características se ven afectadas directamente por disturbios físicos, químicos y biológicos, constituyendo de esta forma, un confiable indicador ambiental. En particular, las diatomeas bentónicas son el grupo de algas más utilizado como bioindicadores debido a que poseen varias ventajas: (i) son un grupo ubicuo y su variabilidad se extiende por la mayoría de las condiciones ecológicas del medio acuático, (ii) integran las variaciones de la calidad del agua en un lugar determinado, (iii) los métodos de muestreo y preparación de muestras son relativamente sencillos, y (iv) responden a los cambios ambientales, especialmente la contaminación orgánica y la eutrofización, con un amplio espectro de óptimos y tolerancias.

El presente estudio tiene por objetivo evaluar el estado trófico y calidad del agua de arroyos tributarios de la Cuenca del Río Negro (CRN), y relacionar la biomasa de microalgas bentónicas, y en particular, la composición específica y abundancia relativa de diatomeas epilíticas, con la concentración de nutrientes y actividades antrópicas. La CRN corresponde a la cuenca más extensa del país, su relevancia radica tanto en su ubicación y extensión como en los usos actuales y potenciales de los recursos de su cuenca.

Se plantea como hipótesis que las actividades agrícolas deterioran la calidad físico-química del agua debido a que aumentan la erosión de los suelos y exportan su fertilidad natural a los sistemas acuáticos, y que el agregado de fertilizantes en estas prácticas que se pierde por escorrentía superficial y subsuperficial puede llegar a los arroyos. A su vez, este aumento en la disponibilidad de nutrientes en el agua puede aumentar la productividad de los arroyos (biomasa total del perifiton). Sin embargo, una disminución en la transparencia del agua asociada con el aumento de la erosión en las cuencas agrícolas puede limitar el crecimiento del perifiton, el cual que se encuentra controlado a la vez por efectos locales a escala intratramo. Por último se plantea que debido a que distintas especies de diatomeas se adaptan diferencialmente a cambios en la calidad del agua, existirán especies sensibles a aumentos en la concentración de nutrientes, las cuales estarán presentes únicamente en ambientes oligotróficos, mientras que en ambientes más impactados predominarán especies tolerantes a las condiciones eutróficas.

Para abordar los objetivos planteados se utilizó un enfoque de gradientes, muestreando tramos de arroyos con condiciones de referencia hasta aquellos que poseen intensas actividades antrópicas. Dentro de la CRN se estudiaron 92 microcuencas drenadas por arroyos vadeables, distribuidas en cinco ecorregiones, con coberturas de suelo correspondientes a campo natural, agricultura y forestación. En cada arroyo se tomaron muestras de agua superficial para la determinación de sólidos suspendidos totales y materia orgánica en suspensión, nitrógeno total, fósforo total, fósforo reactivo soluble, nitrato, y amonio. Se tomaron medidas *in situ* de conductividad, pH, oxígeno disuelto y turbidez. Se determinó la biomasa total de algas bentónicas y la composición relativa de algas verdes, diatomeas y cianobacterias a partir de medidas *in situ* con fluorómetro de campo

Benth-Torch, y se tomaron muestras de perifiton de sustratos rocosos mediante raspado de la superficie, para la determinación de la composición específica de diatomeas.

En el capítulo 1 se analizó la relación entre las características físico-químicas del agua y los usos del suelo; en el capítulo 2 se evaluó la influencia de factores que determinan el crecimiento de la biomasa del perifiton (variables físico-químicas, tipo de sedimento, velocidad de corriente, profundidad, disponibilidad de luz) a partir del uso de modelos jerárquicos; y en el capítulo 3 se realizó un estudio florístico de la comunidad de diatomeas epilíticas, para relacionar la composición específica con la calidad físico-química del agua y los usos del suelo, y evaluar la aplicabilidad de los índices de calidad de agua basados en diatomeas: Índice de Diatomeas Pampeano (IDP), Índice Trófico de Calidad de Agua (TWQI) e Índice Trófico de Diatomeas (TDI).

Los resultados permitieron inferir el impacto del uso del suelo y su intensidad sobre la calidad del agua. Se observaron aumentos de la concentración de nutrientes y sólidos suspendidos totales en arroyos con presencia de cultivos en sus cuencas, y una disminución de la conductividad y pH en arroyos de cuencas forestales, en comparación con aquellos arroyos que se encuentran en cuencas naturales. Según lo hallado en este estudio, el desarrollo de la biomasa de productores primarios del perifiton estaría influenciado tanto por factores locales a escala intratramo (tipo de sedimento, y velocidad de corriente) como por factores a escala de tramo (turbidez y nutrientes). A partir de los modelos jerárquicos realizados se constató que las variables relacionadas a la calidad del agua explicarían aproximadamente el 34% de la variación en la biomasa autotrófica total. El nitrato sería el nutriente potencialmente limitante en estos sistemas, ya que se predice una relación positiva entre la biomasa total de microalgas bentónicas y el nitrato, mientras que con el fósforo total se predice una relación inversa. A su vez, los resultados registran un gradiente de contaminación que modula la composición específica de diatomeas epilíticas y la dominancia relativa de determinadas especies en ambientes con diferente grado de impacto. Dicho gradiente se caracterizó por la dominancia de especies con preferencias por condiciones de baja concentración de nutrientes como *Achnantheidium minutissimum* y *Encyonema sprechmannii*, dominantes en arroyos oligotróficos pertenecientes a cuencas con cobertura natural y asociados a buena calidad de agua. A su vez se encontraron especies asociadas a calidad de agua regular: *Cymbella cymbiformis*, *Staurosira. construens var. venter* y *Adlafia bryophila*, y especies con preferencias por condiciones de altas concentraciones de nutrientes como *Nitzschia semirobusta*, *Nitzschia palea*, *Nitzschia amphibia*, *Planothidium frequentissimum*, *Sellaphora nigri* y *Amphora pediculus*, las cuales se asociaron a mala calidad del agua y fueron dominantes en arroyos eutróficos e hipereutróficos, pertenecientes a cuencas agrícolas. Los tres índices aplicados mostraron una correlación significativa con el Primer Factor de un Análisis de Componentes Principales realizado con variables de calidad de agua ($p < 0.05$).

El presente estudio proporciona evidencias de que la comunidad de diatomeas epilíticas refleja la degradación ambiental asociada a actividades productivas en las cuencas de estos sistemas fluviales. De esta manera se sientan las bases para establecer planes de monitoreo a partir de la aplicación de estos índices de diatomeas, lo cual puede constituir una herramienta eficiente para el monitoreo de la calidad del agua de arroyos del país.

ABSTRACT

Some anthropic activities have generated significant impacts on the hydrological and biogeochemical cycles of river basins, causing several nuisance environmental, social and economic effects. Eutrophication of lotic systems is one of the most important consequences of human activities, and it is considered as one of the main causes of water and sediment quality deterioration. Use of biological communities for water quality assessment is a common and effective practice. Periphyton community plays a very important role and it is directly affected by physical, chemical and biological disturbances, thus constituting a sensitive environmental indicator. Benthic diatoms consist of algae mostly used as bioindicators, because of several advantages: (i) it is a ubiquitous group and its variability is extended for most of the ecological conditions of aquatic environment, (ii) integrate variations in water quality in a given place, (iii) sampling and sample preparation methods are relatively simple, and (iv) respond to environmental changes, especially organic pollution and eutrophication, with a wide spectrum of optimum and tolerances.

The aim of this study is to evaluate the trophic state and water quality of tributary streams of the Río Negro Basin (CRN), and relate the biomass of benthic microalgae, in particular epilithic diatoms specific composition and relative abundance, with nutrients concentration and anthropic activities. The CRN corresponds to the most extensive basin in the country, its relevance lies both in its location and extension and in the current and potential uses of the resources of its basin.

It is hypothesized that agricultural activities deteriorate the physical-chemical quality of water because they increase soil erosion and export their natural fertility to aquatic systems, since the addition of fertilizers in these practices is lost by surface runoff and subsurface can reach streams. In turn, this increase in water nutrients availability can increase streams productivity (total biomass of the periphyton). However, a decrease in water transparency associated with increased erosion in agricultural watersheds can limit the growth of periphyton, which is also controlled by local effects at the intra-stretch scale. Finally, it is proposed that because different diatom species adapt differentially to changes in water quality, there will be species sensitive to increases in the concentration of nutrients, which will only be present in oligotrophic environments, while in more impacted environments they will predominate species tolerant to eutrophic conditions.

A gradient approach was used, by sampling stream sections of both reference conditions and intense anthropic activities. Within the CRN, 92 microbasins drained by wading streams were studied, distributed in five ecoregions with natural fields, agriculture and forestation land cover. Composite samples of water were taken in each stream, for determination of total suspended solids and suspended organic matter, total nitrogen, total phosphorus, soluble reactive phosphorus, nitrate, and ammonium. *In situ* measurements of conductivity, pH, dissolved oxygen and turbidity were recorded. Benthic microalgae total biomass and green algae, diatoms and cyanobacteria relative composition were determined from measurements *in situ* with field Benthos-Torch fluorometer. Samples of periphyton of rocky substrates were taken by surface scraping, for the determination of diatoms specific composition.

In Chapter 1, the relationship between the water physicochemical characteristics and land uses was analyzed; in Chapter 2 it was evaluated the influence of factors that determine periphyton biomass growth (i.e., physicochemical variables, sediment type, flow velocity, depth, light availability) was evaluated using hierarchical models; finally, in Chapter 3 a epilithic diatom community floristic study was performed, to relate specific composition with physicochemical water quality and land uses, and

evaluating the applicability of diatoms water quality indices: Pampean Diatom Index (IDP), Trophic Water Quality Index (TWQI) and Trophic Diatom Index (TDI).

Results allowed to infer the effect of impacts of land use on water quality changes. Increases in nutrient concentration and total suspended solids were observed in streams with presence of agriculture in their basins, and a decrease in conductivity and pH in forest basins streams, compared to those streams set on pristine basins. As found in this study, the development of primary producers of the periphyton biomass would be influenced both by local factors (sediment type and size, current velocity) and stream scale factors (turbidity and nutrients). From the hierarchical models carried out, it was found that water quality parameters were shown to explain approximately 34% of the variation in total autotrophic biomass. Nitrate would be the potentially limiting nutrient in these systems, since a positive relationship between the total benthic microalgae biomass and NO_3 is predicted, while an inverse relationship with PT is predicted. Results indicate a pollution gradient modulating diatom specific composition and the relative dominance of certain species in environments with different impact degree. This gradient was characterized by the dominance of benthic species with preferences for low nutrient conditions such as *Achnanthydium minutissimum* and *Encyonema sprechmannii*, dominant in oligotrophic streams belonging to natural cover basins, associated with good water quality. In turn, both species associated with regular water quality: *Cymbella cymbiformis*, *Staurosira construens var. venter* and *Adlafia Bryophila*, and species with preferences for high nutrient conditions were found, such as *Nitzschia semirobusta*, *Nitzschia palea*, *Nitzschia amphibia*, *Planothydium frequentissimum*, *Sellaphora nigri* and *Amphora pediculus*, associated with poor water quality and dominating in either eutrophic other hypereutrophic streams, belonging to agricultural basins.

The three applied indices showed a significant correlation with the First Factor of a Principal Component Analysis carried out with water quality variables. ($p < 0.05$).

The present study provides evidence that epilithic diatom communities reflect the environmental degradation associated to productive activities in basins of these systems. In this way, this study represents a further basis to establish river monitoring plans based on application of these diatom indexes, which can be an efficient application tool for monitoring water quality of streams in the country.

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas fluviales son sistemas complejos, en donde las variaciones espaciales y temporales en las características físico-químicas y biológicas están determinadas por procesos que ocurren a escala de cuenca. Estos procesos pueden estar influenciados por factores naturales como lo son el clima, y las características geomorfológicas de las cuencas, o por distintas actividades antrópicas, por ejemplo, la intensificación de las actividades productivas, agrícolas e industriales, y el desarrollo urbano (Allan & Castillo, 2007; Stevenson & Pan, 1999). Estas actividades generan impactos negativos significativos en los ciclos hidrológicos y biogeoquímicos, causando una serie de efectos ambientales, sociales y económicos no deseados (Lobo *et al.*, 2015; García-Esteves *et al.*, 2007; Ahearn *et al.*, 2005). La intensidad y patrones de uso del suelo para producir bienes y servicios, representa una de las alteraciones más importantes, afectando la estructura y el funcionamiento de los sistemas naturales, interfiriendo en la interacción de los ecosistemas con la atmósfera, los sistemas acuáticos y con la cuenca hidrográfica (Elmhagen *et al.*, 2015; Dodds & Oakes, 2007; Vitousek *et al.*, 1997). Según datos de la FAO, entre el año 1961 y el 2009, el área cultivada aumentó solamente un 12%, sin embargo, la producción agrícola en ese mismo período tuvo un factor de crecimiento entre 2.5 y 3, lo que evidencia claramente la intensificación agrícola (FAO, 2012). Como consecuencia de los cambios de intensidad y patrones de usos, los suelos han sufrido una degradación física, química y biológica, afectando la disponibilidad de nutrientes y agua para la agricultura. Para poder mantener o incluso aumentar los niveles de fertilidad y producción, se han ido compensando las pérdidas vía fertilización y riego; e incrementando el uso de fitosanitarios para el control de las malezas, plagas y patógenos (De La Fuente & Suárez, 2008). Sin embargo, esta restitución de nutrientes a través de fertilizantes ha ocasionado otros problemas, dado que una baja proporción del fertilizante aplicado permanece en el suelo y gran parte se pierde por volatilización, lixiviación y/o escorrentía. Aproximadamente el 20% del nitrógeno que se aplica como fertilizante a nivel local puede perderse hacia los ríos debido a la erosión y al lavado de áreas agrícolas llegando a afectar a escala regional (Oesterheld, 2008). En este contexto, los cambios en la intensidad y patrones de usos del suelo generan una gran preocupación en lo que respecta a su sustentabilidad a diferentes escalas espaciales y temporales, así como las consecuencias ambientales asociadas. En lo que respecta a impactos locales se ha observado un aumento de la erosión, pérdida de fertilidad de los suelos y una reducción de la biodiversidad (Tsegaye, 2019; Rodríguez-Echeverry, 2018; Van Hemelryck *et al.*, 2009; Bakker *et al.*, 2005). A nivel regional se destacan la contaminación de aguas subterráneas y la eutrofización de ríos y lagos (Freeman *et al.*, 2007; Chambers *et al.*, 2006; Ahearn *et al.*, 2005; Strayer *et al.*, 2003). Finalmente, a nivel global se pueden apreciar impactos sobre los componentes atmosféricos y el clima (Davidson & Janssens, 2006; Feddema, 2005; Matson *et al.*, 1997).

La eutrofización, definida como un aumento de la concentración de nutrientes, especialmente fósforo y nitrógeno (Wetzel, 2001), produce un aumento de la biomasa de algunos productores primarios, los cuales aumentan su dominancia y disminuyen la diversidad global del sistema. Sus causantes principales son el vertido de aguas residuales no tratadas, el uso de detergentes fosforados, el agregado de fertilizantes y herbicidas fosforados y el aumento de la escorrentía por deforestación y sobrepastoreo (Conde *et al.*, 2002; de la Fuente & Suárez, 2008; Vilmi *et al.*, 2015). Se han desarrollado numerosos modelos de eutrofización y categorización de ambientes de acuerdo al estado trófico. Tradicionalmente, las categorías tróficas están relacionadas con los valores de productividad primaria, biomasa de productores primarios y la carga y/o concentración de nutrientes (Mellios *et al.*, 2015; Istvánovics, 2009; OECD, 1982). En base a esto, los sistemas pueden clasificarse de acuerdo a su estado trófico desde oligotróficos (baja concentración de nutrientes y biomasa de productores primarios) a hipereutróficos (elevadas concentraciones de nutrientes y biomasa de productores primarios) (Mellios *et al.*, 2015). La eutrofización de sistemas lóticos es considerada una de las causas principales del deterioro de la calidad del agua superficial (Dodds, 2007; Smith & Schindler, 2009).

Para referirse al estado de alteración de un ecosistema como consecuencia de actividades antrópicas, se utilizan diversos términos como lo son: integridad o salud ecosistémica, calidad de agua y de hábitat o calidad ecológica, condiciones de referencia o pre-impacto (Smol 1999). El término calidad de agua es ampliamente empleado, y se vincula al concepto de contaminación por factores físicos, químicos o biológicos. Así, la calidad del agua puede ser definida como el conjunto de concentraciones, especiaciones y particiones de sustancias orgánicas e inorgánicas, y la composición y estado de las comunidades biológicas, teniendo en cuenta las variaciones temporales y espaciales que ocurren como consecuencia de la incidencia de factores internos y externos en un cuerpo de agua (UNESCO-WHO-UNEP, 1996). En función de estas variables pueden establecerse clases de calidad de agua que reflejen las condiciones del sistema (ej.: calidad muy buena, buena, media, mala o muy mala) (García-Rodríguez *et al.*, 2007; Gómez & Cochero, 2013; Lobo *et al.*, 2015). Los sistemas clasificados con calidad de agua muy buena corresponden a sistemas en estado natural, sin polución, con baja concentración de nutrientes y poco enriquecimiento orgánico, mientras que en el otro extremo, la calidad de agua muy mala evidencia fenómenos de polución y eutrofización muy fuertes, altas concentraciones de materia orgánica y predominio de procesos reductivos (Licursi & Gómez, 2003).

Para poder evaluar la calidad de agua de un sistema límnic es necesario contar con indicadores ambientales. Un primer indicador ampliamente utilizado es el constituido por las variables físico-químicas del agua, siendo sumamente informativo respecto a las causas del deterioro ambiental. Entre sus ventajas se encuentran la exactitud y precisión de sus métodos, los cuales están estandarizados. Sin embargo, este indicador no refleja el efecto de la calidad del agua sobre las

comunidades presentes en el ecosistema, y muestra solamente el estado del sistema en el lugar y el momento en que las muestras son tomadas (Lowe & Pan, 1996). Para complementar la evaluación de la calidad del agua, es importante realizar monitoreos biológicos. En este sentido, las comunidades biológicas que habitan estos sistemas pueden ser utilizadas como bioindicadores. Se denomina bioindicadores a aquellas especies que mediante su presencia, ausencia y/o abundancia reflejan las condiciones ambientales o el grado de contaminación, a partir de los cuales se establece la calidad del agua (Pinilla, 1998; Holt & Miller, 2010). Los criterios biológicos son muy importantes a la hora de evaluar alteraciones en la integridad ecológica debido a que miden directamente las condiciones de los recursos amenazados. Detectan problemas que otros métodos ignoran o subestiman, y proporcionan un proceso sistemático para monitorear el progreso resultante mediante programas de gestión de calidad de agua (Chalar *et al.*, 2012), permitiendo planear acciones de manejo adaptativo.

Dentro de las comunidades biológicas presentes en los sistemas fluviales se encuentra la comunidad de perifiton, cuyo estudio resulta de gran importancia para evaluar la integridad ecológica de un sistema. Su crecimiento se encuentra controlado tanto por factores locales, a escala intratramo (debido a la heterogeneidad de ambientes existente en estos sistemas) (Bere & Galizia, 2011), como por factores que ocurren a escala de tramo y de cuenca (Rusanov *et al.*, 2012, Larson *et al.*, 2016). En este sentido, debido a que dicha comunidad encuentra adherida al sustrato, sus características se ven afectadas directamente por disturbios físicos, químicos y biológicos que ocurren a escala de tramo y de cuenca, por lo que constituyen un buen indicador ambiental (Stevenson & Bahls, 1999). En particular, las diatomeas bentónicas son el grupo de algas más utilizado como indicadores de la calidad de agua de arroyos (Lobo *et al.*, 2015; Besse-Lototskaya, 2011; García-Rodríguez *et al.*, 2007; Stoermer & Smol, 2004; Díaz-Quirós & Rivera-Rondón, 2004). Responden rápidamente a los cambios ambientales, especialmente la contaminación orgánica y la eutrofización, con un amplio espectro de óptimos y tolerancias (Kireta *et al.*, 2012). Distintas especies de diatomeas están adaptadas diferencialmente a una amplia gama de condiciones ecológicas, por lo que la gran diversidad de especies existente genera un alto número de indicadores del cambio ambiental (Stevenson & Bahls, 1999, Vilmi *et al.*, 2015).

En el presente estudio se pretende abordar las siguientes preguntas:

- (i) ¿Existe un cambio en la calidad físico-química del agua en sistemas lóticos que pueda asociarse a las actividades antrópicas llevadas a cabo en las cuencas?
- (ii) ¿El crecimiento de algas presentes en el perifiton en estos sistemas está influenciado por dicho cambio en la calidad del agua?
- (iii) ¿La composición específica de diatomeas bentónicas presentes en estos sistemas, refleja los cambios ambientales asociados a dichas actividades antrópicas?

Hipótesis

- (i) Las actividades agrícolas aumentan la erosión de los suelos y exportan su fertilidad natural a los sistemas acuáticos. Sumado a esto, el agregado de fertilizantes en estas prácticas que se pierde por escorrentía superficial y subsuperficial puede llegar a los arroyos ocasionando deterioro en la calidad físico-química del agua.
- (ii) Los cambios antrópicos en la cobertura del suelo, actuando a escala de cuenca, aumentan la disponibilidad de nutrientes en el agua y en consecuencia, la productividad de los arroyos (biomasa total del perifiton). Sin embargo, una disminución en la transparencia del agua asociada con el aumento de la erosión en las cuencas agrícolas puede limitar el crecimiento del perifiton. Por otra parte, efectos locales a escala intratramo (disponibilidad de luz, velocidad de corriente y tipo de sedimento) también son determinantes de la biomasa perifítica.
- (iii) Distintas especies de diatomeas se adaptan diferencialmente a cambios en la calidad del agua, existiendo especies sensibles a aumentos en la concentración de nutrientes, las cuales estarán presentes únicamente en ambientes oligotróficos, mientras que en ambientes más impactados predominarán especies tolerantes a las condiciones eutróficas.

Objetivo General

Evaluar el estado trófico y calidad del agua de arroyos tributarios de la cuenca del Río Negro presentes en cuencas con distintos usos del suelo, y relacionarlo con la biomasa de microalgas bentónicas, y en particular con la composición específica de diatomeas epilíticas. Se pretende utilizar esta información para validar una metodología estandarizada que permita implementar un sistema de evaluación y biomonitorio de la calidad ecológica de los arroyos vadeables del país, a partir del uso de diatomeas como indicadores.

Enfoque y estructura del trabajo

Para abordar los objetivos planteados se utilizó un enfoque de gradientes, muestreando tramos de arroyos desde condiciones de referencia hasta las de mayor intensidad de actividad agrícola, distribuidos en las cinco ecorregiones presentes en la cuenca del Río Negro. Esta tesis está estructurada en tres capítulos, abordando en cada uno de ellos una de las hipótesis planteadas. En el capítulo 1 se analiza la relación entre las características físico-químicas del agua y los distintos usos del suelo y ecorregiones. En el capítulo 2 se evalúa la influencia de los distintos factores que determinan el crecimiento de la biomasa algal del perifiton; y por último en el capítulo 3, se realiza un estudio de la comunidad de diatomeas epilíticas, para evaluar su composición específica y relacionarla con la calidad físico-química del agua y los usos del suelo.

METODOLOGÍA

ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio corresponde a la Cuenca del Río Negro, la cual presenta una cuenca de drenaje de 70.714 km², ocupando más de un tercio de la superficie de Uruguay (departamentos de Cerro Largo, Tacuarembó, Durazno, Soriano, Flores y Río Negro) y una fracción del Estado de Río Grande do Sul (aproximadamente 2.922 km²). La cuenca está limitada al Oeste por la Cuchilla de Haedo; al Norte por las cuchillas Negra, Santa Ana y de Chapadao; al Noroeste por la Cuchilla Seca y la Cuchilla Grande y al Sur por la Cuchilla Grande del Oeste (Serra *et al.*, 2014).

Es drenada por tres grandes ramales. En primer lugar se encuentra el Río Tacuarembó. Con un caudal medio de 279 m³/s, representa el cuerpo de agua más caudaloso de la CRN, formando parte de la cuenca alta del mismo. Tiene una superficie de 16.273 Km² que transcurre por los departamentos de Rivera y Tacuarembó. Sus nacientes se ubican en el extremo norte del departamento de Rivera entre la cuchilla de Cuñapirú y la cuchilla Negra. Recorre dicho departamento en dirección norte-sur e ingresa en el departamento de Tacuarembó hasta su desembocadura en el Río Negro. Así, el Río Tacuarembó drena a la cuenca del Río Negro a través de sus principales afluentes: arroyos Cuñapirú, Zapucay Lunarejo, Laureles, las Cañas, Tres Cruces, Tranqueras, Batoví, del Sauce, Yaguarí, Caraguatá y el río Tacuarembó Chico.

El segundo gran ramal es el Río Negro, entre sus nacientes y el Río Tacuarembó, con un caudal promedio de 244 m³/s. Nace en Brasil, en el estado de Río Grande del Sur, aproximadamente a 70 km al Norte de la frontera con Uruguay. En territorio uruguayo fluye en sentido NE-SW y sus principales afluentes son los arroyos San Luis, Hospital, Piraí, Aceguá, Zapallar, Fraile Muerto, Tupambaé, Cordobés y Tarariras.

Aguas abajo de la confluencia de los ríos Negro y Tacuarembó, se encuentran los tres embalses que interrumpen el flujo natural del río: Rincón del Bonete, Baygorria y Palmar. Los arroyos Salsipuedes, Tres Árboles y Rolón son los principales afluentes del embalse de Baygorria, mientras que el Río Yí desemboca sobre el embalse de Palmar.

El Río Yí corresponde al tercer gran ramal que compone la cuenca del Río Negro. Fluye de Sureste a Noroeste, drenando la Penillanura Cristalina, pasando por la ciudad de Durazno. Tiene un caudal promedio de 174 m³/s. y sus principales afluentes son los arroyos Mansavillagra, Timote, Illescas, Maciel y Porongos. También en el embalse Palmar a pocos km del Río Yí desemboca el arroyo Grande del Sur.

de esta región, se destacan por sus usos agrícolas las cuencas de los arroyos Grande del Sur, Grande del Norte y el Río Yi.

Según la clasificación realizada por Brazeiro *et al.* (2012), la cuenca del Río Negro está dividida en cinco ecorregiones: las Sierras del Este (SE), la Cuesta Basáltica (CB), la Cuenca Sedimentaria Gondwánica (CSG), Escudo Cristalino (EC), y la Cuenca Sedimentaria del Oeste (CSO). Las ecorregiones, o regiones ecológicas, comprenden regiones de homogeneidad relativa con respecto a los sistemas ecológicos, que involucran interrelaciones entre los organismos y su ambiente. Comprenden paisajes en donde existen similitudes debido a factores climáticos, geológicos, tipo de suelos, vegetación y uso del suelo (Omernik, 1995). Estas regiones agrupan cuerpos de agua que podrían ser naturalmente similares en ausencia de perturbaciones. Debido a que los sistemas fluviales dentro de una ecorregión poseen características similares, es de esperar que respondan de igual manera frente a disturbios. Constituyen de esta forma, un área óptima para el manejo integral de los ecosistemas (Splinter *et al.*, 2010).

Dentro de la cuenca del Río Negro, se estudiaron 92 microcuencas distribuidas en las cinco ecorregiones mencionadas (Figura 2). La escala de estudio seleccionada corresponde a microcuencas drenadas por arroyos vadeables (someros, de bajo orden). El uso del suelo a escala de microcuencas gobierna la hidrología de los arroyos y es un fuerte predictor de la carga de nutrientes y estado trófico de los mismos (Allan, 2004). Estos cursos constituyen la mayor extensión de la red fluvial, y se encuentran en íntimo contacto con los sistemas terrestres. Debido a su ancho reducido mantienen una alta relación del largo de la orilla con respecto al espejo de agua, por lo que la zona de contacto con el sistema terrestre es proporcionalmente mayor que en cursos de orden superior. Esto implica que exista una alta incidencia de las actividades humanas en el estado de los arroyos. Sumado a esto, debido a su pequeño caudal, en estos arroyos es donde los problemas ambientales están más concentrados y son más perjudiciales.

Las microcuencas seleccionadas poseen una superficie entre 3 y 92,6 km². Los arroyos tienen una profundidad entre 0,1 y 1 m y anchos entre 1 y 10 m. El orden de Strahler (1964) de los cursos varía entre 1 y 4. En la Tabla 1 se detallan los nombres de los arroyos muestreados, las coordenadas y los departamentos a los cuales pertenecen.

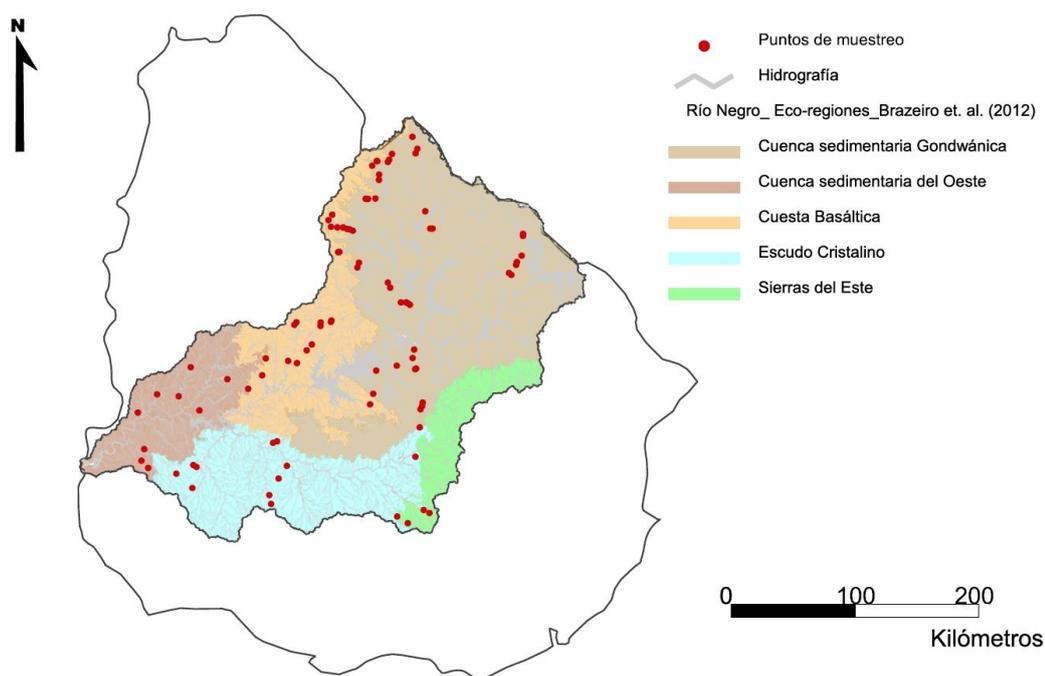


Figura 2. Localización de los puntos de muestreo y ecorregiones en la cuenca del Río Negro.

Tabla 1. Nombre de las estaciones de los arroyos muestreados, departamento y ecorregión a la que pertenecen, y coordenadas geográficas de cada sitio de muestreo.

Arroyo	Departamento	Latitud (S)	Longitud (O)	Ecorregión	
3A2	Islas de Argüelles	Río Negro	-32,614881	-56,811786	Cuesta Basáltica
3A3	Tala	Río Negro	-32,709165	-56,875483	Cuesta Basáltica
A10	Puercos	Cerro Largo	-32,828823	-55,073513	Sierras del Este
A4	Afluente izq. Molles	Cerro Largo	-32,963178	-55,168054	Sierras del Este
B1	Sarandí	Durazno	-32,951585	-55,461750	Cuenca sedimentaria gondwánica
B10	Carpintería	Durazno	-32,946208	-55,911570	Cuenca sedimentaria gondwánica
B11	Afluente izq. Bonete	Durazno	-32,697600	-55,861730	Cuenca sedimentaria gondwánica
B13	Cañitas	Durazno	-32,924075	-55,449175	Cuenca sedimentaria gondwánica
B2	Hermeregildo	Durazno	-32,975650	-55,475843	Cuenca sedimentaria gondwánica
C4	Cda. Islas	Tacuarembó	-32,052533	-55,769903	Cuenca sedimentaria gondwánica
C5	Sauce de Veras	Tacuarembó	-32,087303	-55,751440	Cuenca sedimentaria gondwánica
C6	Cda. Claudinas	Tacuarembó	-32,198185	-55,656378	Cuenca sedimentaria gondwánica
C7	Zanja honda	Tacuarembó	-32,195846	-55,611823	Cuenca sedimentaria gondwánica
C8	Durazno	Tacuarembó	-32,203643	-55,595985	Cuenca sedimentaria gondwánica
D1	Afluente Mansavillagra	Florida	-33,714780	-55,430495	Sierras del Este
D2	Afluente Mansavillagra	Florida	-33,736713	-55,385536	Sierras del Este
D3	Afluente izq. Timote	Florida	-33,671011	-55,849735	Escudo Cristalino
D4	Sauce	Florida	-33,765575	-55,664556	Escudo Cristalino
EG2	Sánchez chico	Río Negro	-32,875326	-57,746248	Cuenca sedimentaria del oeste
EG4	Abrojal	Río Negro	-33,007490	-57,915171	Cuenca sedimentaria del oeste

	Arroyo	Departamento	Latitud (S)	Longitud (O)	Ecorregión
EG6	Palmita	Río Negro	-32,677931	-57,457633	Cuenca sedimentaria del oeste
EG7	El Talar	Río Negro	-32,904095	-57,558121	Cuenca sedimentaria del oeste
F2	Sauce Grande	Río Negro	-32,994086	-57,381678	Cuenca sedimentaria del oeste
F6	Sauce	Río Negro	-32,766298	-57,142110	Cuenca sedimentaria del oeste
F8	Secca -Molles de Porrúa	Río Negro	-32,837481	-56,962990	Cuenca sedimentaria del oeste
LP2	Sarandí	Durazno	-32,682853	-55,527486	Cuenca sedimentaria gondwánica
LP5	De la Tranquera	Durazno	-32,660130	-55,685578	Cuenca sedimentaria gondwánica
LP6	Cda. de molles	Durazno	-32,679470	-55,519088	Cuenca sedimentaria gondwánica
LP9	Ceibal	Durazno	-32,541840	-55,548145	Cuenca sedimentaria gondwánica
M34	Sarandí (Mongoles)	Rivera	-31,967215	-54,735975	Cuenca sedimentaria gondwánica
M35	Afluente izq. Sarandí	Rivera	-31,982926	-54,716173	Cuenca sedimentaria gondwánica
M66	Del Medio (Sauce solo)	Tacuarembó	-32,060621	-54,798490	Cuenca sedimentaria del oeste
N2	Cda. Sauce	Soriano	-33,275876	-57,862228	Escudo Cristalino
P1	Afluente izq. Yí	Durazno	-33,324870	-55,514258	Cuenca sedimentaria gondwánica
P4	Sauce	Durazno	-33,110288	-55,480705	Cuenca sedimentaria gondwánica
PB1	Pelado	Soriano	-33,413226	-57,831471	Cuenca sedimentaria del oeste
PB6	Sarandí Grande	Soriano	-33,359815	-57,886473	Cuenca sedimentaria del oeste
Pd3	Tala	Soriano	-33,562251	-57,448850	Escudo Cristalino
Pd4	Isletas	Soriano	-33,457970	-57,585058	Escudo Cristalino
Pd6	Portugués	Soriano	-33,409128	-57,411303	Escudo Cristalino
Pd7	De la Laguna del Chana	Soriano	-33,395830	-57,437648	Escudo Cristalino
Pr11	Afluente der. Cordobesa	Flores	-33,400255	-56,613550	Escudo Cristalino
Pr2	Tala	Flores	-33,684631	-56,784563	Escudo Cristalino
Pr3	Tala	Flores	-33,495830	-56,697640	Escudo Cristalino
Pr5	Afluente der. Porongos	Flores	-33,616553	-56,778051	Escudo Cristalino
R1	Curticeiras	Rivera	-30,978858	-55,576418	Cuesta Basáltica
R2	De la Divisa	Rivera	-31,069220	-55,534218	Cuenca sedimentaria gondwánica
R3	Bañado del Chajá	Rivera	-31,101206	-55,549115	Cuenca sedimentaria gondwánica
R6	P Piraña	Rivera	-31,149041	-55,771680	Cuesta Basáltica
R7	Sauzal	Rivera	-31,168618	-55,780233	Cuesta Basáltica
S12	Salsipuedes chico	Tacuarembó	-32,333028	-56,247433	Cuesta Basáltica
S13	Paraná	Tacuarembó	-32,344490	-56,252523	Cuesta Basáltica
S14	Tala	Tacuarembó	-32,348115	-56,340660	Cuesta Basáltica
S15	Del Medio	Tacuarembó	-32,375115	-56,341886	Cuesta Basáltica
S16	Sarandí	Tacuarembó	-32,553651	-56,459358	Cuesta Basáltica
S19	Los Molles	Tacuarembó	-32,510720	-56,415930	Cuesta Basáltica
S2	Sauce del Salsipuedes	Tacuarembó	-32,647965	-56,541783	Cuesta Basáltica
S3	Molles grande	Río Negro	-32,631045	-56,620441	Cuesta Basáltica
S5	Sarandí	Paysandú	-32,365878	-56,566635	Cuesta Basáltica
S6	Tiatucura	Paysandú	-32,347601	-56,549411	Cuesta Basáltica
T1	Apretado	Rivera	-31,163121	-55,871296	Cuesta Basáltica
T10	Tranqueritas	Rivera	-31,436906	-55,883076	Cuesta Basáltica
T2	Rubio Chico	Rivera	-31,161495	-55,874310	Cuesta Basáltica
T3	Afluente der. Lunarejo	Rivera	-31,195876	-55,911930	Cuesta Basáltica
T4	Cda. Guayabera	Rivera	-31,243303	-55,845613	Cuesta Basáltica

Arroyo	Departamento	Latitud (S)	Longitud (O)	Ecorregión	
T5	Del Venado	Rivera	-31,300935	-55,855250	Cuesta Basáltica
T7	Afluente de Los Moraes	Tacuarembó	-31,438740	-55,966355	Cuesta Basáltica
T8	Cda. Los Moraes	Tacuarembó	-31,441843	-55,961786	Cuesta Basáltica
T9	Mataojito	Tacuarembó	-31,440540	-55,944708	Cuesta Basáltica
V1	Del Medio	Rivera	-31,899960	-54,636580	Cuesta Basáltica
V11	Afluente der. Abrojal	Rivera	-31,785985	-54,938066	Cuenca sedimentaria gondwánica
V14	Afluente izq. Laureles	Rivera	-31,652695	-55,413780	Cuenca sedimentaria gondwánica
V15	Pitangueras	Rivera	-31,652043	-55,393976	Cuenca sedimentaria gondwánica
V17	Sauce	Rivera	-31,525326	-55,460933	Cuenca sedimentaria gondwánica
V2	Zanja Honda	Rivera	-31,884573	-54,647091	Cuenca sedimentaria gondwánica
V3	Sarandí	Rivera	-31,838561	-54,632206	Cuenca sedimentaria gondwánica
V6	Bañado del Sauce	Rivera	-31,694571	-54,624148	Cuenca sedimentaria gondwánica
V7	Cda. Sauce	Rivera	-31,678796	-54,625790	Cuenca sedimentaria gondwánica
X1	Cda. Sauce	Tacuarembó	-31,675031	-56,071376	Cuenca sedimentaria gondwánica
X10	Jabonería	Tacuarembó	-31,832915	-56,195990	Cuesta Basáltica
X11	Afluente der. Jabonería	Tacuarembó	-31,828886	-56,184,903	Cuesta Basáltica
X13	Sauce de Batoví	Tacuarembó	-31,895056	-56,058006	Cuenca sedimentaria gondwánica
X14	Batoví	Tacuarembó	-31,943381	-56,030473	Cuenca sedimentaria gondwánica
X2	Quiebrayugos	Tacuarembó	-31,665160	-56,099273	Cuenca sedimentaria gondwánica
X3	Ataque	Tacuarembó	-31,661318	-56,124430	Cuenca sedimentaria gondwánica
X4	Luján	Tacuarembó	-31,650823	-56,155043	Cuenca sedimentaria gondwánica
X5	Cda. Peña	Tacuarembó	-31,652305	-56,204333	Cuenca sedimentaria gondwánica
X6	De la Canelera	Tacuarembó	-31,646571	-56,257765	Cuenca sedimentaria gondwánica
X8	Californias	Tacuarembó	-31,598573	-56,284481	Cuesta Basáltica
X9	Tacuarembó Chico	Tacuarembó	-31,557026	-56,250213	Cuesta Basáltica
Y3	Hongos	Durazno	-33,221348	-56,711821	Cuesta Basáltica
Y5	Saucesito	Durazno	-33,232966	-56,746636	Cuesta Basáltica

MUESTREOS

Los muestreos fueron llevados a cabo en dos etapas. En la primer etapa se muestrearon los arroyos pertenecientes a la cuenca del Río Tacuarembó y del alto Río Negro, en abril, mayo y junio de 2015. En la segunda etapa, entre octubre y noviembre de 2016, se muestrearon los arroyos pertenecientes a las cuencas del medio y bajo Río Negro.

Los muestreos fueron realizados en período de estiaje, no habiendo ocurrido precipitaciones al menos 10 días previo a los muestreos, por lo que los arroyos se encontraban en flujo de base o muy reducido. En tales condiciones el ambiente ofrece suficiente estabilidad, lo que facilita la ocurrencia de los procesos y las relaciones bióticas y el desarrollo de las distintas comunidades, generándose así condiciones favorables para el monitoreo biológico (Ohio-EPA, 2009).

En cada arroyo se eligió un tramo representativo de aproximadamente 50 metros, distante al menos 100 metros aguas arriba del camino de acceso. En cada uno de los 92 tramos se muestreó en tres puntos: aguas abajo, medio y aguas arriba. En los tres puntos se tomaron muestras para la realización de análisis físico-químicos y biológicos, cuyas metodologías se detallan en los capítulos siguientes.

CAPITULO 1, CALIDAD FÍSICO-QUÍMICA DEL AGUA Y USOS DEL SUELO

MARCO TEÓRICO

La composición química del agua, tanto en sus componentes mayoritarios como en sus componentes traza, determina en gran medida el funcionamiento del ecosistema y la composición y abundancia de las comunidades. Entre los compuestos químicos del agua se encuentra la materia inorgánica suspendida, iones disueltos principales (calcio, sodio, magnesio, potasio, bicarbonato, sulfato y cloruro), nutrientes disueltos (nitrógeno, fósforo y sílice), materia orgánica suspendida y disuelta, gases (nitrógeno, dióxido de oxígeno y oxígeno) y metales traza, tanto disueltos como suspendidos (Allan & Castillo, 2007).

En cuanto a los gases, tienen especial importancia el oxígeno y el dióxido de carbono. Sus concentraciones dependen de las entradas y salidas por difusión desde la atmósfera, así como de los procesos de producción primaria y respiración. El oxígeno juega un papel muy importante en las reacciones de óxido-reducción en los ecosistemas acuáticos, influyendo en la solubilidad de muchas otras sustancias y a su vez, su disponibilidad es fundamental en la regulación de compuestos como el amonio y el nitrato. Por otra parte, el dióxido de carbono disuelto en el agua puede formar ácido carbónico, y por pérdida de protones formar iones bicarbonato y carbonato, los cuales conforman el sistema carbónico-carbonato, que brinda al sistema la capacidad de tamponar el pH ante la llegada de protones (Butturini *et al.*, 2009).

La mayor parte de los solutos que llegan a los cursos de agua provienen de la escorrentía de los sustratos litológicos de la cuenca. Debido a esto, las características químicas de las aguas difieren entre cuencas con distintas características litológicas (Butturini *et al.*, 2009).

La concentración de iones está fuertemente influenciada por la litología de la cuenca ya que en condiciones naturales, su ingreso a los cursos de agua ocurre fundamentalmente por escorrentía superficial y aportes subterráneos. El agua de lluvia, al ser levemente ácida disuelve y erosiona el material litológico de la cuenca, arrastrándolo superficialmente o por percolación hacia los cursos de agua (Butturini *et al.*, 2009)

En lo que respecta a los nutrientes, los fosfatos, son también influenciados por las características de la cuenca, y llegan a las aguas superficiales como resultado de la meteorización y lixiviación de rocas portadoras de fósforo, y por erosión del suelo. Por otra parte, en condiciones naturales, los nitratos se originan por la descomposición por parte de microorganismos de la materia orgánica nitrogenada como las proteínas y excreciones de las plantas y animales. La composición de nutrientes en los sistemas acuáticos, específicamente nitrógeno, fósforo y carbono, tiene alta

relevancia en el ecosistema fluvial, debido a que son elementos esenciales para la biota, siendo limitantes para la producción primaria en estos sistemas (Allan & Castillo, 2007). Las concentraciones de nutrientes determinan el estado trófico del sistema, el cual define la disponibilidad de energía para la red alimenticia, determinando la base de la integridad de la comunidad y la función del ecosistema (Dodds & Oakes, 2008). Sistemas que presentan bajas concentraciones de nutrientes se clasifican como oligotróficos, mientras que concentraciones elevadas de nitrógeno y fósforo determinan sistemas eutróficos, con alta producción de biomasa de productores primarios.

Una vez ingresados en el ecosistema acuático, los nutrientes en sus formas inorgánicas disueltas son incorporados a la forma orgánica por asimilación y transformación a través de las redes tróficas y vuelven a mineralizar por excreción o descomposición de la materia orgánica (Scott & Doyle, 2006). Los nutrientes en forma inorgánica que continúan en disolución, son transportados aguas abajo hasta que son asimilados o retenidos en los sedimentos, imposibilitando su transporte. Posteriormente son nuevamente liberados al medio y transportados aguas abajo. Esta dinámica del ciclado de nutrientes en sistemas lóticos es denominada espiral de nutrientes (Newbold *et al.* 1983; Scott & Doyle, 2006). Dicha dinámica natural es alterada por diversas actividades antrópicas. El cambio en los usos del suelo (agricultura, forestación, tala del monte nativo, urbanización, etc.) representan actividades que afectan a estos ecosistemas, siendo la tala del monte ripario y el crecimiento agrícola y forestal los más comunes (Ahearn *et al.*, 2005; Jobbágy *et al.*, 2006; Farley *et al.*, 2008; Rodríguez-Echeverry, 2018). Los suelos alterados por estas actividades pierden su estructura natural, se compactan, y reducen de esta forma su capacidad de absorción. A su vez, la pérdida de la vegetación natural provoca un aumento de la erosión, lo que sumado a la aplicación de fertilizantes, lleva a que aumente la carga de sedimentos y de nutrientes que ingresan al sistema fluvial (Allan & Castillo, 2007). Como consecuencia de esto se producen ecosistemas más inestables, con deterioro en la calidad del agua y desequilibrios en la red trófica (Rodríguez-Echeverry, 2018).

En la Cuenca del Río Negro (CRN), existen diversos usos del suelo, siendo los principales los cultivos, la forestación, los frutales, el bosque nativo, el uso herbáceo o de campo natural que se asocia con la ganadería extensiva, y el uso urbano (MVOTMA-DINAMA, 2018). En la cuenca alta, las actividades más relevantes corresponden a la ganadería junto con la forestación, cultivos de secano y producción de arroz. En la cuenca media y baja, predominan los cultivos de secano (trigo, sorgo, soja, maíz), la ganadería (principalmente en la zona media) y la forestación (MVOTMA-DINAMA, 2018).

Debido a que la calidad físico-química del agua superficial de sistemas lóticos está influenciada tanto por la geología natural y la topografía a escala de cuenca, como por factores antrópicos como los cambios en los usos de suelo, en este capítulo se evalúan las relaciones entre la calidad del

agua superficial y la cobertura del suelo teniendo en cuenta la heterogeneidad de paisajes, abordada mediante la utilización de las ecorregiones.

HIPÓTESIS

Las actividades agrícolas aumentan la erosión de los suelos y exportan su fertilidad natural a los sistemas acuáticos. Sumado a esto, el agregado de fertilizantes en estas prácticas que se pierde por escorrentía superficial y subsuperficial puede llegar a los arroyos ocasionando deterioro en la calidad físico-química del agua.

PREDICCIONES

- i) Arroyos pertenecientes a diferentes ecorregiones presentaran diferencias en las propiedades físico-químicas del agua, debido a diferencias en las características naturales geomorfológicas de las cuencas en cada ecorregión
- ii) La calidad de agua superficial de arroyos pertenecientes a microcuencas con uso de suelo agrícola y forestal se verá deteriorada en comparación con aquellos que se encuentran en microcuencas con cobertura natural en todas las ecorregiones

OBJETIVOS

- Determinar el estado trófico (nitrógeno total, fósforo total) y las propiedades físico-químicas del agua, y relacionarlo con las actividades antrópicas realizadas en las microcuencas
- Relacionar las características de las distintas ecorregiones presentes en la cuenca del Río Negro con las variables físico-químicas del agua en los distintos usos del suelo

METODOLOGÍA

Muestreos

En los tres puntos de muestreo de cada arroyo (aguas arriba, medio y aguas abajo), se tomaron medidas *in situ* de temperatura, conductividad, pH, oxígeno disuelto y turbidez, con sonda multiparamétrica Horiba U51. A su vez, se tomó una muestra de agua integrada de cada arroyo para la determinación de la concentración de sólidos suspendidos totales (SST), materia orgánica en suspensión (MOS), nitrógeno total (NT), fósforo total (NT), fósforo reactivo soluble (PRS), nitrato (NO_3), y amonio (NH_4). Las muestras se mantuvieron refrigeradas hasta su filtración.

Análisis en laboratorio

Una fracción de las muestras de agua fue filtrada utilizando filtros de fibra de vidrio GF/F (retención de partículas mayores a 0.7 μm) para la determinación de PRS, NO_3 , y NH_4 . Los filtros fueron utilizados para la determinación de SST y MOS. Muestras de agua sin filtrar fueron utilizadas para la determinación de NT y PT. Estos análisis se realizaron mediante métodos estandarizados según APHA (1995).

Usos de suelo

Los porcentajes específicos de uso de suelo en cada cuenca fueron obtenidos del capítulo "Información Geográfica" (García-Pesenti, 2018), del informe técnico presentado por la sección Limnología ante DINAMA: "Evaluación ecológica de cursos del agua y biomonitorio en la cuenca del Río Negro" (Arocena *et al.*, 2018). La categorización de los usos de suelo se basó en la cobertura vectorial LCCS (Land Cover Classification System) realizada por el MVOTMA en 2015.

Análisis estadísticos

A partir de los porcentajes de cultivos, forestación y campo natural en cada microcuenca, se realizó un análisis de correspondencia sin tendencia (DCA) y posteriormente utilizando los primeros dos ejes que se obtuvieron del DCA se realizó un análisis de cluster determinando grupos con similitud del 80%, con el fin de generar categorías de usos de suelo, y clasificar a cada microcuenca según su uso dominante.

Por otra parte, se estudiaron las diferencias en las variables físico-químicas entre usos de suelo y ecorregiones mediante prueba de Kruskal-Wallis, con un nivel de confianza de 95%.

Por último se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) en el cual se incluyeron las siguientes variables categóricas: ecorregiones, categorías de usos de suelo y estado trófico según nitrógeno total y fósforo total.

Los análisis estadísticos fueron realizados utilizando el programa Statistica 10.0 (StatSoft Inc., 2011).

RESULTADOS

Categorías de usos de suelo

A partir de los análisis estadísticos realizados, se categorizaron a las microcuencas en cinco grupos: agrícolas intensivas, agrícolas medio, agrícolas-forestales, forestales y naturales. Los grupos presentaron una similitud del 80%, existiendo diferencias significativas entre ellos (Figura 3). En la Figura 4 se muestran las estaciones de muestreo en la CRN, con las categorías de uso de suelo.

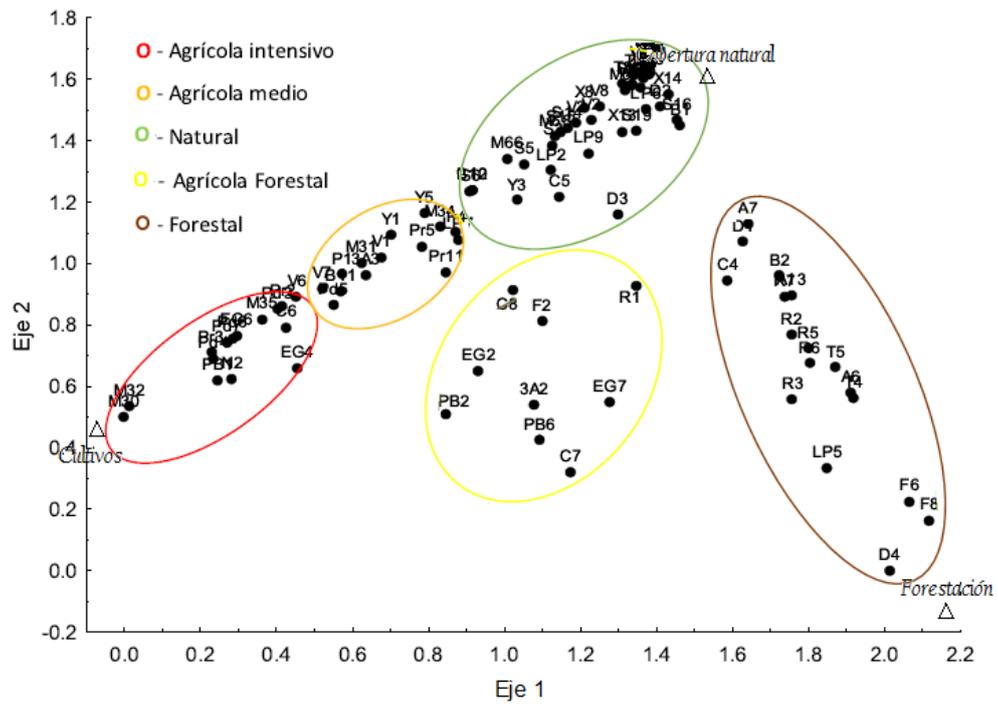


Figura 3. Agrupamiento de cuencas según uso de suelo dominante inferido a partir del DCA.

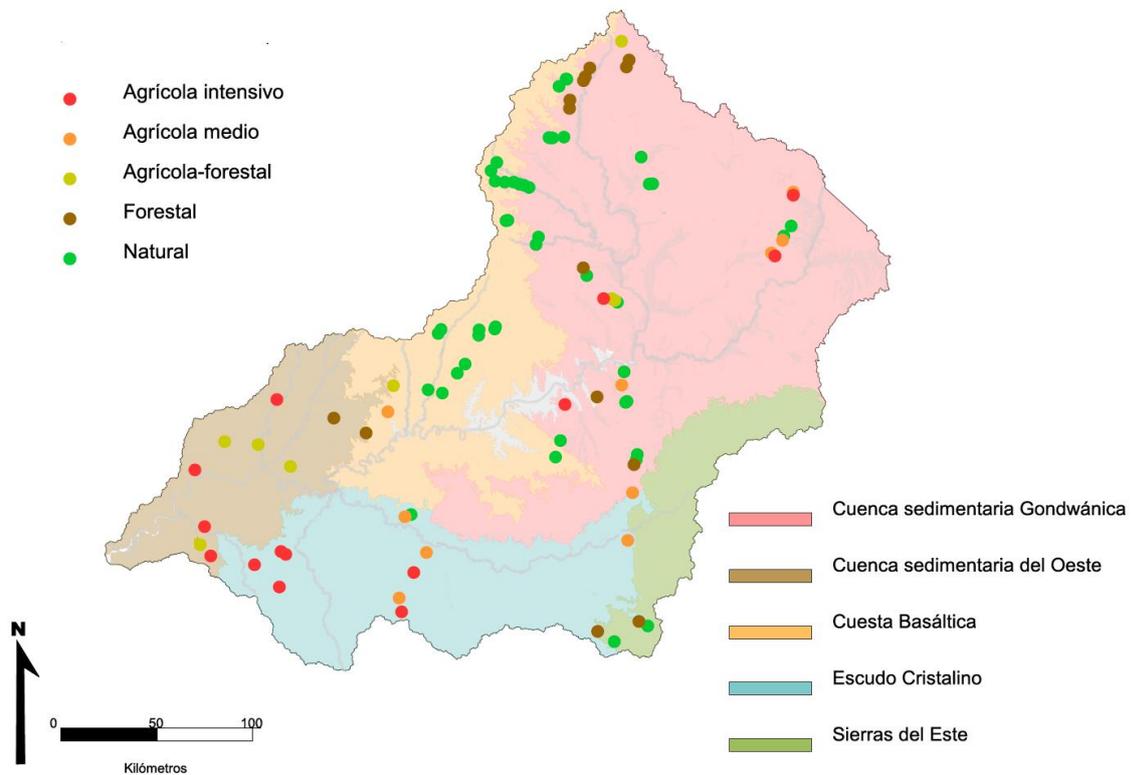


Figura 4. Localización de los arroyos muestreados en la cuenca del Río Negro y en las distintas ecorregiones, indicando las categorías de uso del suelo, identificadas en la Figura 3.

Descripción general de las variables físico-químicas

El mínimo valor de PT fue de 14.10 $\mu\text{g.L}^{-1}$, en la estación D1 (Afluente Mansavillagra, Florida), mientras que el máximo fue de 514 $\mu\text{g.L}^{-1}$ en Pr11 (Afluente derecho Cordobés, Flores). El promedio general fue de 60.3 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Con respecto al PRS, varió entre 8.97 $\mu\text{g.L}^{-1}$ en Pd3 y 331 $\mu\text{g.L}^{-1}$ en EG7, con un promedio de 34.64 $\mu\text{g.L}^{-1}$.

En cuanto al NO_3 , varió entre 42.57 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (C8), y 1240 $\mu\text{g.L}^{-1}$ en 3A3. El promedio general fue bajo, 172 $\mu\text{g.L}^{-1}$, debido a que la mayoría de los tramos presentaron valores menores a 580 $\mu\text{g.L}^{-1}$, excepto los tramos N2, con 1202 $\mu\text{g.L}^{-1}$, y 3A3 en donde se registró el máximo valor. El mínimo valor de NH_4 fue de 2.19 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Y5 y B1), mientras que el máximo correspondió a 52.94 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (V7), con un promedio de 14.82 $\mu\text{g.L}^{-1}$. El NT varió entre 154.98 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (D1) y 3085 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (3A3), mientras que el promedio general fue de 658 $\mu\text{g.L}^{-1}$.

Los sólidos suspendidos totales variaron entre 0.79 mg.L^{-1} en T9 (Mataojito, Tacuarembó) y 38.60 mg.L^{-1} en Pr3 (Tala, Cordobesa, Flores) con un promedio general de 9.63 mg.L^{-1} .

La turbidez mínima (valores de 0 NTU) fue encontrada en F2 (Sauce Grande, Las Flores, Río Negro), F6 (Sauce, Averías Chico, Río Negro) F8 (Arroyo Seca-Molles de Porrúa, Río Negro), 3A2 (Arroyo Islas de Argüelles, Tres Árboles, Río Negro), y 3A3 (Arroyo Tala, Río Negro). La máxima fue de 35.73 NTU en Pr5 (Afluente del Porongos, Flores). El promedio de turbidez fue de 9.59 NTU.

El oxígeno disuelto tuvo un mínimo valor de 2.52 mg.L^{-1} (R5, Arroyo del Bañado, Rivera) y un máximo de 11.40 mg.L^{-1} (M34, Arroyo Sarandí, Rivera), con un promedio general de 7.47 mg.L^{-1} .

En cuanto a la conductividad, varió entre 28 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ (R3, bañado del Chajá, Rivera) y 593 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ (Pr2, Arroyo Tala, Flores), con un promedio de 285 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ en los 92 arroyos.

El mínimo valor de pH encontrado fue de 5.49, en la estación X11, correspondiente al arroyo afluente derecho del Jabonería, en la cuenca del Río Tacuarembó. El máximo valor de pH fue de 9.67, en la estación S15, Arroyo del Medio, también en la cuenca del Río Tacuarembó (Tabla 2).

Tabla 2 – Descripción general de las variables físico-químicas

	Mínimo	Máximo	Promedio
PT($\mu\text{g.L}^{-1}$)	14.1	514.0	60.3
PRS ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	9.0	331.0	34.6
NO_3 ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	42.6	1240.0	172.0
NH_4 ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	2.2	52.9	14.8
NT ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	255.0	3085.0	658.0
SST (mg.L^{-1})	0.8	38.6	9.6
Turbidez (NTU)	0.0	35.7	9.6
OD (mg.L^{-1})	2.5	11.4	7.5
Conductividad ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	28.0	593.0	285.0
pH	5.5	9.7	8.2

Variables físico químicas, usos de suelo y ecorregiones

En cuanto a nutrientes, teniendo en cuenta todos los arroyos estudiados, se observaron diferencias significativas (K-W, $p < 0.05$) solamente en fósforo total (mayor en cuencas agrícolas medias que en naturales) y nitrógeno total (mayor en agrícola intensivo y medio, que en naturales y forestales).

La evaluación diferencial por ecorregiones, detectó diferencias significativas (K-W, $p < 0.05$) en PT en todas las ecorregiones entre agrícola medio y campo natural. Sin embargo, en la CSO (no hay arroyos en cuencas agrícolas medias en dicha ecorregión), se observó que las cuencas agrícolas-forestales presentaron valores significativamente mayores (K-W, $p < 0.05$) que en los arroyos con los demás usos que están presentes en la ecorregión. También se observó que existe una diferencia en las concentraciones de PT entre cuencas con el mismo uso dominante del suelo pero en diferentes ecorregiones. Esta diferencia se observó en los usos agrícola medio (mayor en arroyos del EC), en agrícola-forestal (mayor en la CSO), en campo natural (en donde la concentración de PT fue significativamente mayor (K-W, $p < 0.05$) en la CSG que en el resto de las ecorregiones) y en forestal, donde las cuencas de la sierra del este presentaron concentraciones significativamente menores (K-W, $p < 0.05$). Con respecto al PT, en las cuencas agrícolas intensivas, no se observaron diferencias significativas entre las distintas ecorregiones. El PRS tuvo el mismo comportamiento que el PT a nivel general, en cuanto a relaciones entre usos de suelo y ecorregiones (Figura 5).

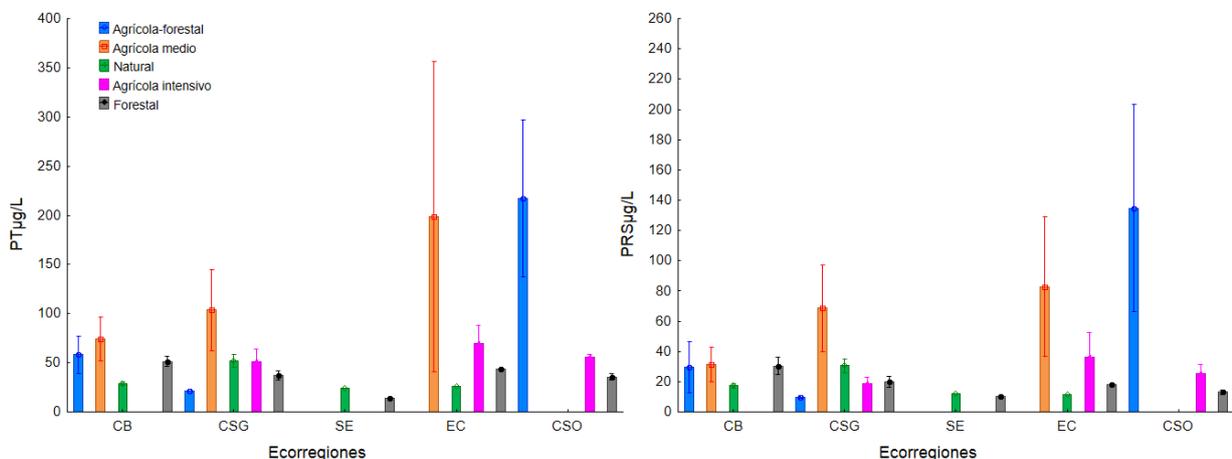


Figura 5. Promedio y desvío estándar de la concentración de fósforo reactivo soluble (PRS) y fósforo total (PT), según categorías de usos de suelo en cada ecorregión. CSO: Cuenca Sedimentaria del Oeste, CSG: Cuenca Sedimentaria Gondwánica, CB: Cuesta Basáltica, EC: Escudo Cristalino, SE: Sierras del Este.

El NT, al igual que lo ocurrido con el fósforo, fue significativamente mayor (K-W, $p < 0.05$) en las cuencas agrícolas media y agrícola intensivo que en las cuencas naturales y forestales, en todas las ecorregiones en donde se encontraron estos usos. A su vez, se observó que los arroyos agrícolas medio de la CB tuvieron un promedio mayor de NT que los de las restantes ecorregiones. Las cuencas forestales de las SE fueron las que tuvieron menores concentraciones (Figura 6).

Las mayores concentraciones de nitrato se encontraron en los arroyos pertenecientes a cuencas agrícolas medias de la CB, seguido por las cuencas agrícolas intensivas de la CSO. En el primer caso, la diferencia no fue significativa entre ecorregiones, mientras que en el segundo caso se detectaron diferencias significativas (K-W, $p < 0.05$). En cuanto a las diferencias entre cuencas con distintos usos del suelo dentro de cada ecorregión, las concentraciones en las cuencas agrícolas media fueron significativamente mayores que las que las observadas para campo natural, en todas las ecorregiones con ambos usos. Las cuencas agrícolas medias de la CSG tuvieron concentraciones de nitrato significativamente mayores que las cuencas agrícolas forestales de dicha ecorregión, mientras que en la CSO y EC, la concentración de nitrato en cuencas agrícolas intensivas fue significativamente mayor que en forestales, siendo también significativamente mayor (K-W, $p < 0.05$) en cuencas agrícolas intensivas que en naturales en el EC (Figura 6).

Contrario a lo sucedido con los otros nutrientes, el mayor promedio de amonio se encontró en las cuencas agrícola-forestales de la CB, siendo significativamente mayor (K-W, $p < 0.05$) que en cuencas agrícola-media y naturales. En esta ecorregión también se registró una alta concentración de amonio en las cuencas forestales. Las concentraciones de amonio en estos casos fueron significativamente mayores (K-W, $p < 0.05$) con respecto a cuencas con los mismos usos de otras ecorregiones. Dentro de la CSG no se observaron diferencias significativas entre usos, mientras que en las restantes ecorregiones se observaron concentraciones de amonio significativamente mayores (K-W, $p < 0.05$) en cuencas agrícolas intensivas y agrícolas media con respecto a las naturales y forestales (Figura 6).

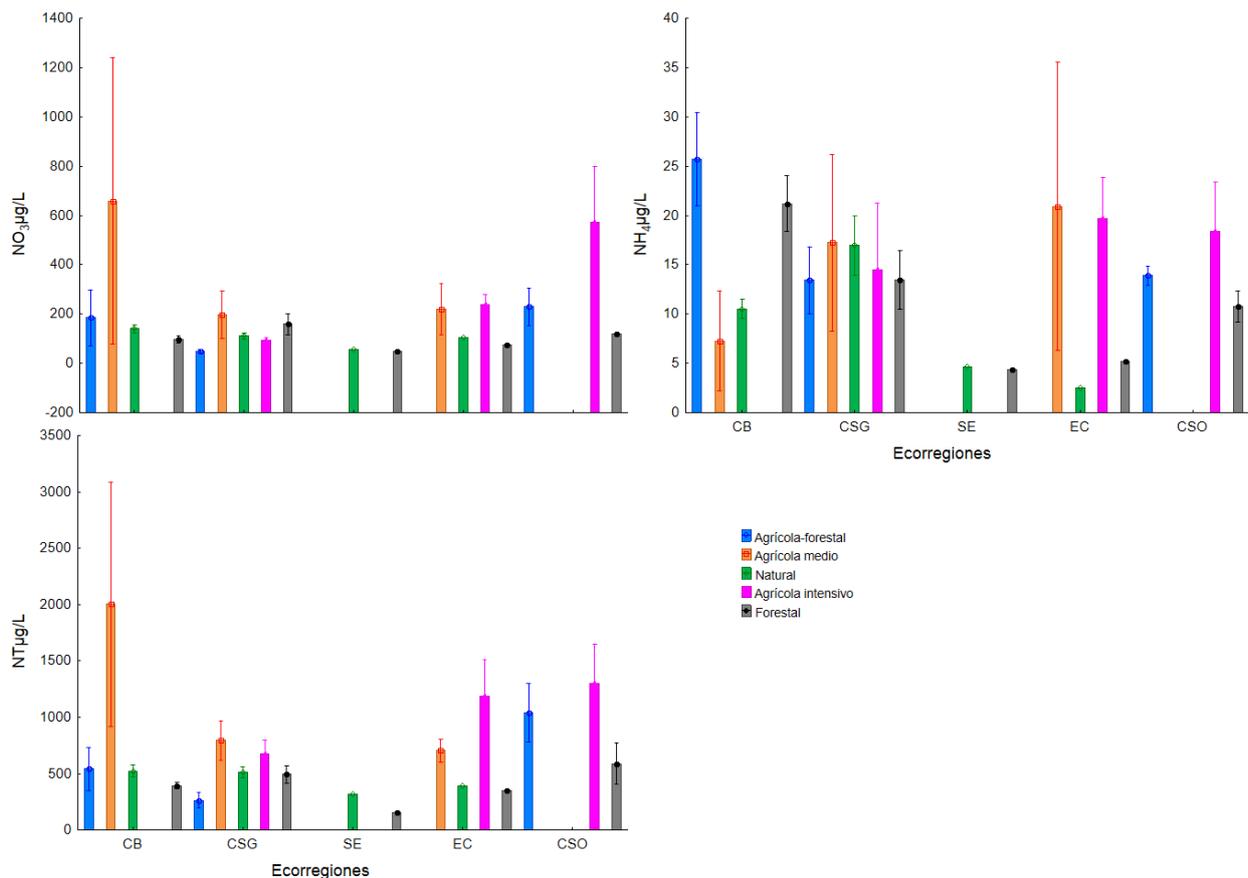


Figura 6. Promedio y desvío estándar de la concentración de nitrato (NO₃), amonio (NH₄) y nitrógeno total (NT), según categorías de usos de suelo en cada ecorregión. CSO: Cuenca Sedimentaria del Oeste, CSG: Cuenca Sedimentaria Gondwánica, CB: Cuesta Basáltica, EC: Escudo Cristalino, SE: Sierras del Este.

Los sólidos suspendidos totales en general presentaron valores más bajos en las cuencas naturales, aunque la diferencia solamente fue significativa con las cuencas forestales.

En el análisis por ecorregión, los SST fueron significativamente mayores (K-W, $p < 0.05$) en cuencas agrícolas intensiva y agrícolas media con respecto a los campos naturales en todas las ecorregiones.

Los sólidos suspendidos totales en general presentaron valores más bajos en las cuencas naturales, aunque la diferencia solamente fue significativa (K-W, $p < 0.05$) con las cuencas forestales.

Al analizar separando por ecorregiones, los SST fueron significativamente mayores (K-W, $p < 0.05$) en cuencas agrícolas intensivas y agrícolas medias con respecto a los campos naturales en todas las ecorregiones. En las cuencas forestales, los SST fueron significativamente menores (K-W, $p < 0.05$) con respecto a las cuencas agrícolas intensivas en el EC y CSO (Figura 7).

Comparando cuencas con los mismos usos en diferentes ecorregiones, se observó que el EC tuvo sólidos significativamente menores (K-W, $p < 0.05$) que en el resto de las ecorregiones, mientras que en el caso de cuencas forestales, se observaron diferencias significativas (K-W, $p < 0.05$) entre todas las ecorregiones, exceptuando la CB y CSG, que no variaron significativamente entre ellas. En el resto de los usos no se observaron diferencias entre las distintas ecorregiones.

Las cuencas pertenecientes a las SE fueron las que presentaron mayores porcentajes de MO en promedio, siendo éstos significativamente mayores (K-W, $p < 0.05$) que en los arroyos de cuencas con el mismo uso de suelo dominante en otras ecorregiones. En general se observó que las cuencas naturales tuvieron mayores promedios de MO que los demás usos, en todas las ecorregiones, con excepción de la CSG, en donde fue apenas mayor en las cuencas agrícolas forestales, seguidas por las cuencas naturales (Figura 7).

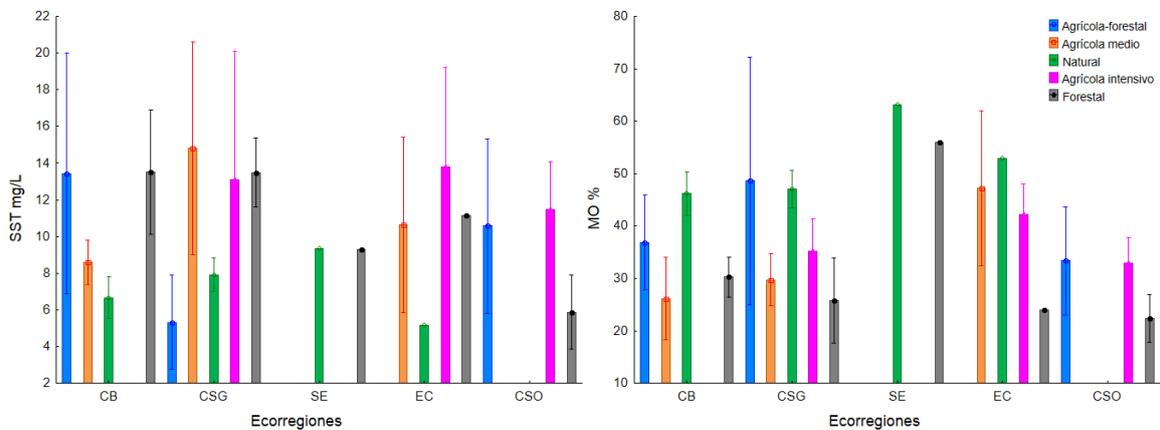


Figura 7. Promedio y desvío estándar de la concentración de sólidos suspendidos totales (SST) y porcentaje de materia orgánica (MO), según categorías de usos de suelo en cada ecorregión. CSO: Cuenca Sedimentaria del Oeste, CSG: Cuenca Sedimentaria Gondwánica, CB: Cuesta Basáltica, EC: Escudo Cristalino, SE: Sierras del Este.

La turbidez no varió significativamente entre los distintos usos de suelo a nivel general. Al evaluar cada ecorregión por separado sí se observaron diferencias significativas (K-W, $p < 0.05$) entre distintos usos de suelo. Tanto en la CSG como en el EC, la turbidez en arroyos pertenecientes a cuencas agrícolas media y agrícolas intensivas, fue significativamente mayor que en arroyos de cuencas naturales. Por otra parte, la turbidez en cuencas agrícolas media de la CB fue significativamente menor (K-W, $p < 0.05$) en comparación con el mismo uso del suelo en las otras ecorregiones. El promedio de turbidez en arroyos de cuencas naturales fue prácticamente igual en todas las ecorregiones (Figura 8).

En todas las ecorregiones, la conductividad fue significativamente menor (K-W, $p < 0.05$) en cuencas forestales con respecto a los otros usos. A su vez, se observaron diferencias entre ecorregiones en

la conductividad en estas cuencas, siendo las de la CSO y EC significativamente mayores (K-W, $p < 0.05$) que las en las otras ecorregiones con el mismo uso. Las cuencas agrícolas intensivas y naturales de estas ecorregiones también presentaron conductividades mayores que en cuencas de otras ecorregiones con el mismo uso del suelo (Figura 8).

El pH también fue significativamente menor (K-W, $p < 0.05$) en cuencas forestales en la mayoría de las ecorregiones, excepto en la CSO, en donde se observaron los máximos promedios de pH en cuencas forestales. A su vez, en cuencas con igual uso de suelo pertenecientes a ecorregiones distintas se observaron diferencias significativas (K-W, $p < 0.05$) en cuencas agrícolas medias (mayor en CB) y cuencas agrícolas intensivas y naturales (menor en CSG) (Figura 8).

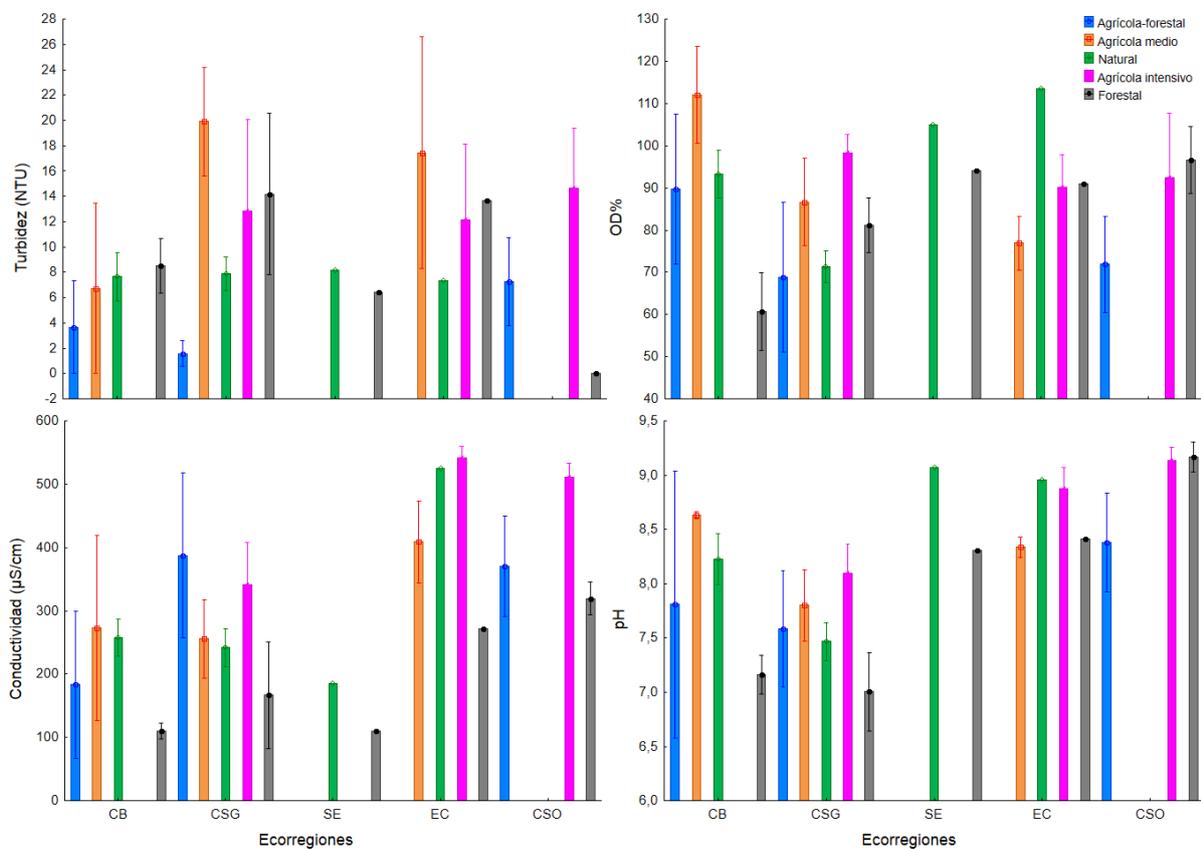


Figura 8. Promedio y desvío estándar de la concentración de la turbidez, porcentaje de oxígeno disuelto (OD), conductividad y pH, según categorías de usos de suelo en cada ecorregión. CSO: Cuenca Sedimentaria del Oeste, CSG: Cuenca Sedimentaria Gondwánica, CB: Cuesta Basáltica, EC: Escudo Cristalino, SE: Sierras del Este.

Estado trófico

Fósforo

En lo referente a la clasificación trófica basada en el fósforo total, se clasificaron como oligotróficos los arroyos con concentración de $PT < 30 \mu\text{g.L}^{-1}$, mesotróficos: $30 \mu\text{g.L}^{-1} < PT < 50 \mu\text{g.L}^{-1}$, como eutrófico: $50 \mu\text{g.L}^{-1} < PT < 70 \mu\text{g.L}^{-1}$ y como hipereutrófico $PT > 70 \mu\text{g.L}^{-1}$ (Mesa Técnica del Agua, 2017). Del total de arroyos, 17 fueron clasificados como oligotrófico, 43 como mesotróficos, 24 eutrófico y 8 hipereutrófico.

En las cuencas naturales y forestales dominaron los arroyos oligo-mesotrófico. En las cuencas agrícolas medio y agrícolas forestales, el 50% de los arroyos fueron oligo-mesotrófico, mientras que el otro 50% eutrófico e hipereutrófico. En las cuencas agrícolas intensivas, dominaron los arroyos eutrófico e hipereutrófico (Figura 9).

Dentro de los arroyos oligotrófico dominaron las cuencas naturales, encontrándose 12 de estos arroyos en cuencas naturales, dos en forestales, dos en agrícola forestal, y una en agrícola intensiva. En cuanto a ecorregiones, ocho de los arroyos oligotrófico se ubicaron en cuencas de la CSG, seis en la CB, uno en el EC, y dos en las SE. En lo que respecta a arroyos mesotrófico 23 se ubicaron en cuencas clasificadas como naturales, cuatro en agrícolas intensivo, nueve en forestales, cinco en agrícolas medio y dos en agrícola forestal. Analizando por ecorregiones, 19 de los arroyos mesotrófico se ubicaron en la CB, 15 en la CSG, seis en el EC y tres en la CSO. De los arroyos clasificados como eutrófico según la concentración de PT, 10 se ubicaron en cuencas naturales, siete en agrícolas intensivas, tres en agrícola medio, tres en forestales y uno en agrícola forestal. De los 24 arroyos eutrófico, 13 se encontraron en la CSG, seis en la CB, cuatro en la CSO y uno en el EC. Por último, de los arroyos clasificados como hipereutrófico dos correspondieron a cuencas agrícolas intensivas, dos a agrícolas medias, tres a agrícolas forestales, y uno se ubicó en una cuenca natural. Dichos arroyos se dividieron en las ecorregiones CSO, EC y CSG, 3, 3 y 2 arroyos cada una respectivamente (Figura 9 y Figura 10)

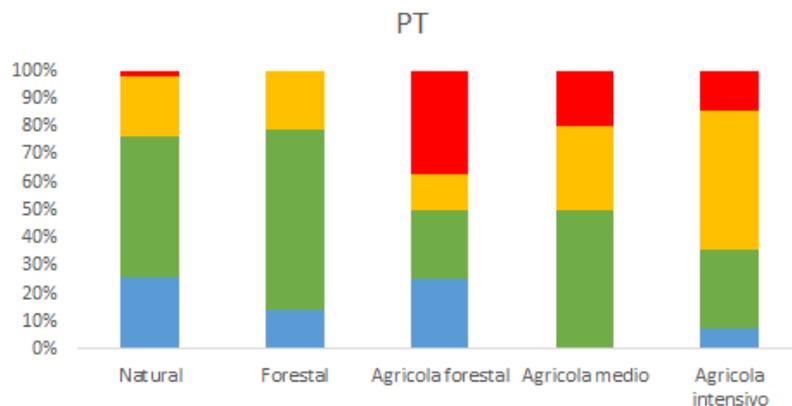


Figura 9. Porcentaje de arroyos oligotróficos, mesotróficos, eutrófico e hipereutrófico según la concentración de fósforo total (PT), en cuencas con distintos usos de suelo y en las distintas ecorregiones. CSO: Cuenca Sedimentaria del Oeste, CSG: Cuenca Sedimentaria Gondwánica, CB: Cuesta Basáltica, EC: Escudo Cristalino, SE: Sierras del Este.

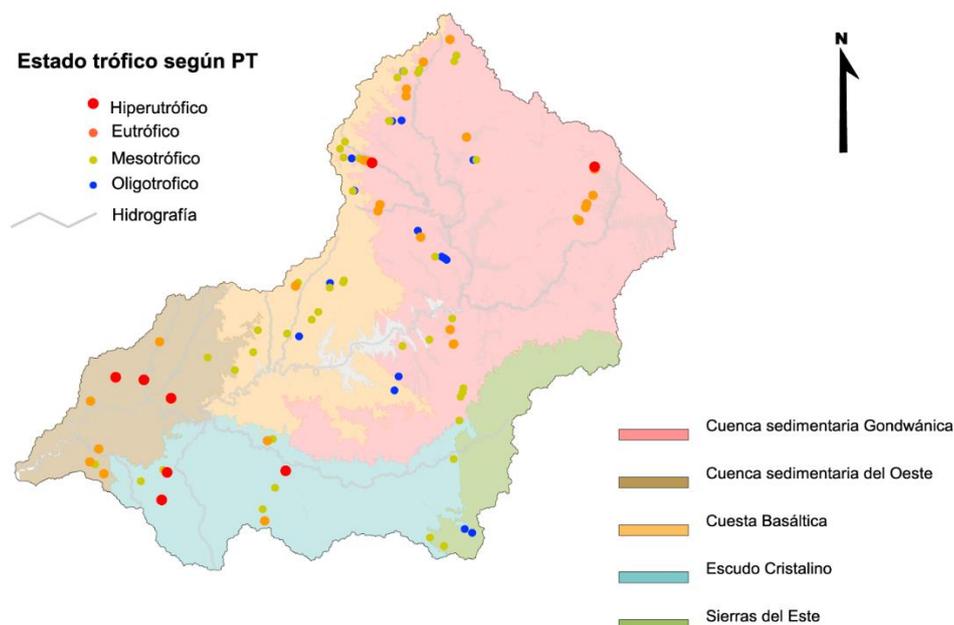


Figura 10. Distribución de la clasificación trófica de los arroyos según la concentración de fósforo total (PT), en las distintas ecorregiones de la Cuenca del Río Negro.

Nitrógeno

En lo referente a la clasificación trófica basada en el nitrógeno total, se clasificó como oligotrófico a los arroyos con concentración de $NT < 500 \mu\text{g.L}^{-1}$, mesotrófico: $500 \mu\text{g.L}^{-1} < NT < 650 \mu\text{g.L}^{-1}$, como eutrófico: $650 \mu\text{g.L}^{-1} < NT < 1000 \mu\text{g.L}^{-1}$ y como hipereutrófico $NT > 1000 \mu\text{g.L}^{-1}$ (Mesa Técnica del Agua, 2017). Del total de arroyos, 23 fueron clasificados como oligotrófico, como 29 mesotrófico, 36 eutrófico y 4 hipereutrófico

De los arroyos clasificados como oligotróficos, 18 se encontraron en cuencas naturales, tres en forestales y dos agrícolas forestales. A su vez, de estos 23 arroyos, 11 corresponden a la ecorregión CSG, 10 al CB, y dos al SE. En lo que respecta a arroyos mesotróficos para nitrógeno total, 12 fueron naturales, nueve forestales, dos agrícolas-forestales, tres agrícola medio, y tres agrícolas intensivos. Estos arroyos se distribuyeron en la CSO (2), CSG (12), CB (11), y en el EC (4). De los arroyos clasificados como eutróficos, 16 se ubicaron en cuencas naturales, dos en forestales, tres en agrícolas forestales, seis en agrícolas medias, y nueve en agrícolas intensivas, distribuidos en la CSO (6), CSG (15), CB (9), y EC (6). Los cuatro arroyos que alcanzaron el nivel de hipereutrófico, se ubicaron en cuencas agrícolas: una agrícola forestal, una agrícola medio y dos agrícolas intensivas. Dos de estos arroyos pertenecen a la CSO, uno al EC, y uno a la CB (Figura 11 y Figura 12).

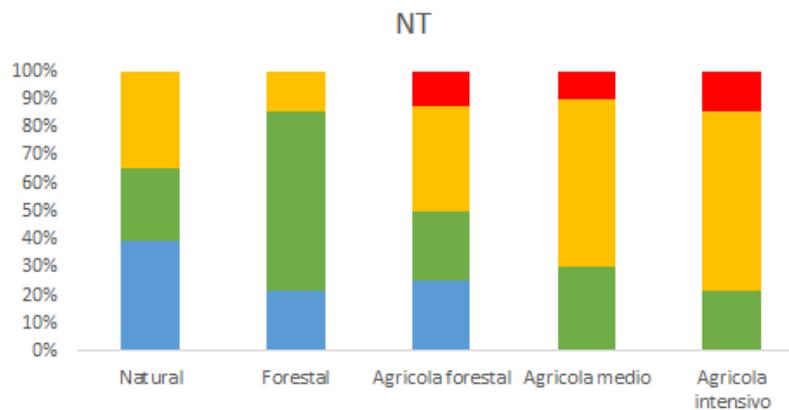


Figura 11. Porcentaje de arroyos oligotróficos, mesotróficos, eutróficos e hipereutróficos según la concentración de nitrógeno total (NT), en cuencas con distintos usos de suelo y en las distintas ecorregiones. CSO: Cuenca Sedimentaria del Oeste, CSG: Cuenca Sediemtaria Gondwánica, CB: Cuesta Basáltica, EC: Escudo Cristalino, SE: Sierras del Este.

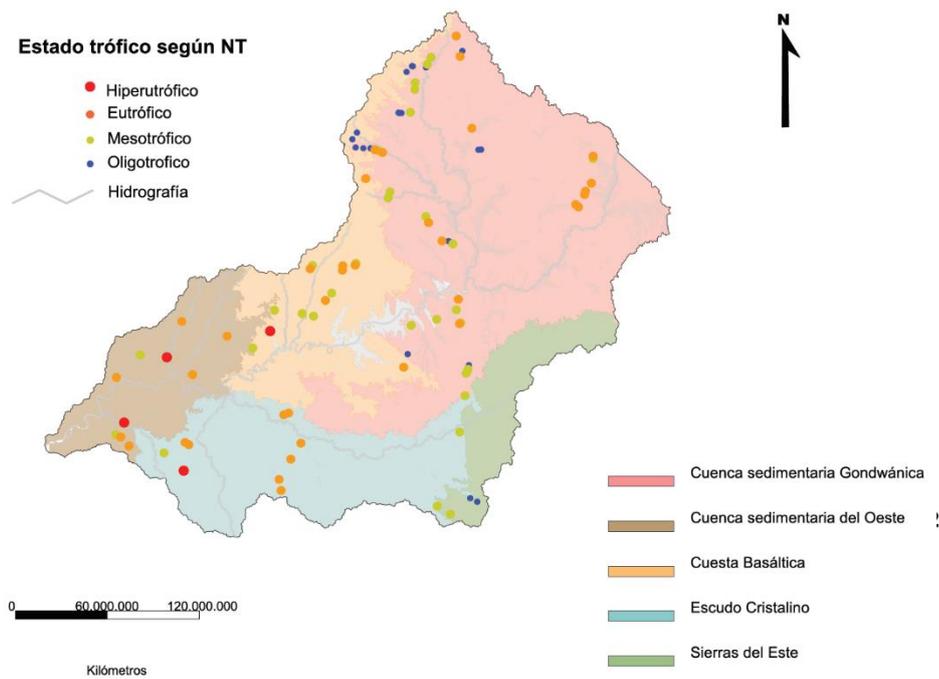


Figura 12. Distribución de la clasificación trófica de los arroyos según la concentración de nitrógeno total (NT), en las distintas ecorregiones de la Cuenca del Río Negro.

Relación entre las distintas variables

Los dos primeros Factores del ACP para todas las variables categóricas estudiadas (ecorregiones, categorías de usos de suelo y estado trófico según nitrógeno total y fósforo total) explicaron un 29% de la varianza total (Factor 1:17%, Factor 2: 12%) (Figura 13). A pesar del bajo valor de varianza explicada, se puede observar que los estados oligotróficos de nutrientes se relacionan con el uso natural, los estados mesotróficos con el uso forestal y los estados eutróficos e hipereutróficos se asocian a usos de suelo agrícolas. Por otra parte, se observa que las ecorregiones Escudo Cristalino y Sedimentaria del Oeste son las que se asocian a los estados de alta trofía y usos de suelo agrícola.

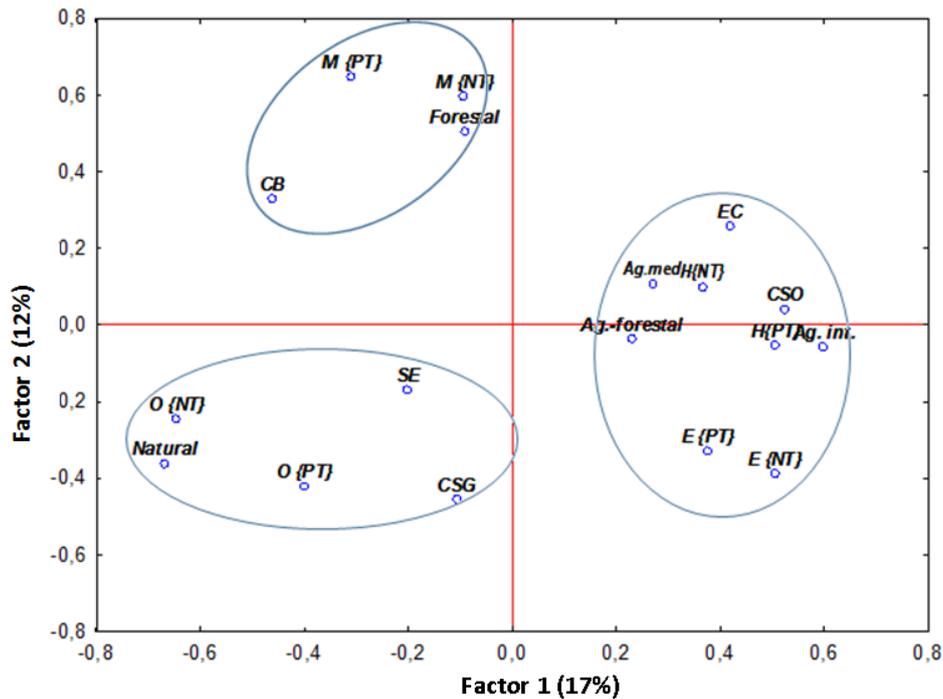


Figura 13. Análisis de Componentes Principales realizado a partir de las variables categóricas Ecorregiones (CSO: Cuenca Sedimentaria del Oeste, CSG: Cuenca Sedimentaria Gondwánica, CB: Cuesta Basáltica, EC: Escudo Cristalino, SE: Sierras del Este), Estado trófico según Fósforo Total (PT) y Nitrógeno Total (NT), y las distintas categorías de usos de suelo.

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos mostraron claras diferencias en las variables físico-químicas, tanto al comparar arroyos pertenecientes a cuencas con distintos usos del suelo, como al analizar arroyos pertenecientes a distintas ecorregiones.

El hecho de que en cuencas agrícolas se encontraran mayores concentraciones de nutrientes y de SST que en naturales, independientemente de la ecorregión, apoya claramente que el manejo de la tierra en las distintas cuencas deteriora la calidad del agua superficial e incrementa el estado trófico. Las actividades agrícolas aumentan la erosión de los suelos produciendo que se exporte su fertilidad natural a los sistemas acuáticos (Mazzeo *et al.*, 2002). A su vez, el agregado de fertilizantes inorgánicos y orgánicos que se pierde por escorrentía conduce a la eutrofización de los cuerpos de agua (Dodds, 2007; de la Fuente & Suárez, 2008; Oosterheld, 2008). A su vez, sólo se encontraron arroyos hipereutróficos para NT en cuencas con agricultura, lo que muestra una clara relación de este nutriente con los cultivos.

Dentro de las cuencas agrícolas, las cuencas con agricultura media fueron las más relacionadas a los estados de mayor concentración de nutrientes. Estas cuencas corresponden principalmente a regiones en donde la agricultura se combina con la ganadería. El ganado es un factor sumamente importante al evaluar la degradación de los sistemas límnicos. El acceso del ganado a estos

sistemas genera distintos impactos sobre los cuerpos de agua. En primer lugar, existe un deterioro de la integridad de las riberas de los cursos, debido al pisoteo, lo que genera que disminuya la capacidad depurativa de estos sistemas y aumente la erosión. Por otra parte, los excrementos del ganado generan otra fuente de nutrientes que puede llegar al agua (Chalar *et al.*, 2017). Si bien, la mayor parte de la ganadería en la cuenca del Río Negro ocurre en calidad extensiva sobre praderas naturales, algunas cuencas ganaderas presentan pasturas cultivadas o campos mejorados en base al uso de fertilizantes, lo que implica una posible fuente difusa de nutrientes que potencialmente pueden llegar a los cursos de agua (MVOTMA-DINAMA, 2018).

En cuanto a la forestación, se ha constatado que esta actividad genera un impacto menor sobre el estado trófico de los cuerpos de agua, debido a los bajos coeficientes de exportación de nutrientes de las plantaciones forestales (MVOTMA-DINAMA, 2018). Se ha visto que en algunos casos, la forestación puede llegar a funcionar como “filtro verde” protegiendo los cursos del escurrimiento superficial y sub superficial de nutrientes (Comité de Agua CORMA, 2015). Sin embargo, estudios realizados en la región muestran que en cuencas forestadas con *Eucalyptus spp.* y *Pinus spp.*, se observaron procesos de acidificación del suelo y del agua, y disminución de cationes, con la consecuente disminución de la conductividad del agua, lo que se asocia principalmente a la elevada acumulación de cationes (calcio y magnesio principalmente) en la biomasa arbórea, (Jobbágy *et al.*, 2006; Farley *et al.*, 2008). Esto concuerda con los resultados obtenidos en este estudio en donde no se observó que las cuencas forestales se asociaran con estados eutróficos o hipereutróficos, pero se constató que tanto el pH como la conductividad fueron significativamente menores en cuencas con este uso, con respecto a otros usos del suelo.

Por otra parte, el hecho de que arroyos pertenecientes a cuencas naturales, pero que se ubican en diferentes ecorregiones posean composiciones físico-químicas distintas, indicaría la variación natural entre ecorregiones, y que, dependiendo de las características geomorfológicas de la cuenca, algunos arroyos pueden verse más afectados por las actividades antrópicas. En este sentido, según lo inferido en este estudio, las mayores concentraciones de nutrientes y por lo tanto los estados eutróficos e hipereutróficos, se relacionaron con las ecorregiones CSO y EC, ubicadas en la zona media y baja de la CRN. Los suelos presentes en dichas ecorregiones son Brunosoles Eutrícos y Subeutrícos, y Vertisoles. Estos suelos son los que presentan mayor fertilidad natural en el país, con un alto contenido de materia orgánica. En contraposición a esto, en la CSG los suelos presentes son Acrisoles, que son los menos fértiles del país, con bajo porcentaje de materia orgánica. Por otra parte, la CB y SE presentan Brunosoles, pero parte del territorio de estas ecorregiones está ocupado por Litosoles que tienen baja fertilidad, y alta rocosidad y pedregosidad, correspondiendo a suelos con poco desarrollo (Perdomo, 2009). Estas características de los suelos de estas ecorregiones explican los valores de turbidez significativamente inferiores en cuencas

agrícolas de la CB que los encontrados en arroyos pertenecientes a cuencas con el mismo uso en otras ecorregiones.

A su vez, las zonas en que se ubican las ecorregiones con mayor fertilidad natural (CSO y EC) son las que presentan el mayor riesgo de erosión antrópica según lo indicado por la carta de erosión antrópica del MGAP (2004), predominando el riesgo moderado de erosión, con algunas zonas de riesgo severo, en la CSO. En la cuenca alta del Río Negro, la mayor parte del área esta categorizada como de riesgo muy ligero, con zonas de riesgo leve. Sumado a eso, estas ecorregiones poseen superficies cultivadas significativamente mayores que las restantes ecorregiones, y el porcentaje de campo natural es significativamente inferior, lo cual está relacionado a la mayor fertilidad natural del suelo. De esta forma, los tres factores antes mencionados: mayor fertilidad natural del suelo, mayor porcentaje de tierras cultivadas y mayor riesgo potencial de erosión, explican los altos estados tróficos encontrados en arroyos de estas ecorregiones.

CONCLUSIONES

Las ecorregiones se diferencian en la composición de los suelos lo que lleva a que exista una diferencia significativa en la composición físico-química del agua entre arroyos pertenecientes a distintas ecorregiones. Por otra parte, las actividades antrópicas, en particular el manejo del uso del suelo impacta en la físico-química de los arroyos, evidenciado por las diferencias encontradas al analizar arroyos pertenecientes a cuencas con distintos usos del suelo dominante, ubicados dentro de la misma ecorregión. Las principales afectaciones constatadas implican un aumento del estado trófico en arroyos pertenecientes a cuencas agrícolas, y una disminución del pH y conductividad en arroyos de cuencas forestales.

CAPITULO 2, FACTORES REGULADORES DE LA COMUNIDAD PERIFÍTICA

MARCO TEÓRICO

La comunidad de perifiton está compuesta por un conjunto altamente dinámico de grupos de organismos de bacterias, hongos, algas y animales, los cuales crecen asociados a diferentes tipos de sustratos sumergidos (Stevenson & Bahls, 1999). Es un componente fundamental de las comunidades bióticas acuáticas, jugando un rol muy importante en estos ecosistemas. Se ubica en la interfase agua-sustrato, lo que le permite aprovechar recursos de ambos sistemas, siendo de esta forma un eslabón fundamental en los ciclos biogeoquímicos, ocupando una posición central en la interfaz entre las comunidades biológicas y su entorno fisicoquímico (Rusanov *et al.*, 2012). Dentro del perifiton, las algas representan el grupo más importante desde el punto de vista hidrobiológico, ya que oxigenan el agua y contribuyen a la respiración de los organismos acuáticos. La distribución y porcentaje de cobertura del ensamblaje varía en cada sistema acuático, siendo por lo general los grupos algales más comunes las diatomeas, las algas verdes y las cianobacterias. En particular, en sistemas lóticos someros, son fundamentales en los procesos de transferencia de energía, materia e información a través de las cadenas tróficas, contribuyendo significativamente a la producción primaria total del sistema (Montoya & Aguirre, 2013). De esta forma, en arroyos donde las algas constituyen un recurso base de alta calidad para heterótrofos, pequeñas variaciones en la producción algal pueden tener efectos ecológicos importantes (Rusanov *et al.*, 2012). Así, el estudio del perifiton es muy importante desde una perspectiva ecológica, para comprender el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos. Sin embargo también es importante desde el punto de vista ambiental, ya que su composición y estructura pueden servir como indicadores de la calidad del agua y sedimento y de procesos de contaminación que puedan estar afectando a los ecosistemas. Esto se debe a que, como el conjunto de algas bentónicas está unido al sustrato, sus características se ven afectadas directamente por disturbios físicos, químicos y biológicos que se producen en el tramo del arroyo durante el tiempo en el que el ensamble se desarrolle. A su vez, debido a su ciclo de vida corto y a su dinámica funcional alta, las algas responden rápidamente a las alteraciones ambientales y funcionan como elementos sensibles y confiables. De esta forma, se los considera buenos indicadores ambientales, siendo utilizados para evaluar la calidad del agua y su estado trófico (Stevenson & Bahls, 1999).

Sin embargo para poder utilizar a las algas bentónicas como bioindicadores es necesario conocer la relación existente entre la composición y biomasa de esta comunidad y los distintos factores que la controlan. Numerosos factores físicos, químicos y biológicos pueden ser determinantes del crecimiento de algas en arroyos. Muchas veces es difícil cuantificar la importancia y el efecto que

cada factor ejerce (Díaz-Quiros & Rivera-Rondon, 2004). Estudios de las tasas de crecimiento del perifiton han atribuido variada importancia a factores reguladores como los son, la velocidad de la corriente, la intensidad y calidad de la luz incidente, la temperatura del agua, pH, conductividad eléctrica, concentración de nutrientes, estado trófico, herbivoría, abundancia de macrófitas entre otros (Díaz-Quiros & Rivera-Rondon, 2004, Rusanov *et al.*, 2012, Larson *et al.*, 2016). A su vez, también se ha visto que las tasas de producción primaria dependen del área del sustrato disponible para la colonización y de las características de este sustrato, como también de la morfometría del sistema acuático (Bere & Galizia, 2011). Así, el crecimiento del perifiton está influenciado por todas las variables del medio acuático siendo muchos de los factores que lo controlan específicos del sitio, pudiendo variar espacial y temporalmente (Montoya & Aguirre, 2013). Esto es de suma importancia en sistemas lóticos, en donde las grandes variaciones naturales existentes pueden llevar a una confusión en la interpretación de las respuestas de estos organismos ante disturbios, por lo que es necesario poder distinguir entre la variabilidad natural y la causada por efectos antropogénicos.

En este capítulo se pretende evaluar la influencia de distintas variables sobre la biomasa del perifiton y la composición relativa de los distintos grupos de algas presentes en esta comunidad, tanto a escala local, como a escala tramo.

HIPÓTESIS

Los cambios antrópicos en la cobertura del suelo, actuando a escala de cuenca, aumentan la disponibilidad de nutrientes en el agua y en consecuencia, la productividad de los arroyos (biomasa total del perifiton). Sin embargo, una disminución en la transparencia del agua asociada con el aumento de la erosión en las cuencas agrícolas puede limitar el crecimiento del perifiton. Por otra parte, efectos locales a escala intratramo (disponibilidad de luz, velocidad de corriente y tipo de sedimento) también son determinantes de la biomasa perifítica.

PREDICCIONES

- (i) La biomasa de algas bentónicas se ve afectada positivamente por un aumento en la concentración de fósforo y nitrógeno.
- (ii) La biomasa de algas bentónicas se ve afectada negativamente por un aumento en la turbidez y la concentración de sólidos suspendidos totales.
- (iii) La mayor biomasa de algas bentónicas ocurre en sedimentos no móviles (rocas), con alta disponibilidad de luz, y en baja profundidad.

OBJETIVOS

- Determinar la biomasa de cianobacterias, clorofitas y diatomeas bentónicas en estos arroyos, mediante fluorescencia de pigmentos fotosintéticos.
- Determinar los factores jerárquicos que influyen en el crecimiento de la biomasa del perifiton, evidenciando en particular la influencia de variables a escala de tramo (calidad del agua) y variables locales, a escala intratramo.

MÉTODOLÓGÍA

Muestreos

La biomasa total de algas bentónicas ($\mu\text{g chl-}a\cdot\text{cm}^{-2}$) y la composición relativa de algas verdes, diatomeas y cianobacterias fue determinada mediante la realización de medidas *in situ* con fluorómetro de campo (bbeMoldaenkeGmbH, BenthosTorch). Dicho fluorómetro emite pulsos de luz a cuatro longitudes de onda diferentes (470, 525, 610 y 700 nm), registra la respuesta de las algas bentónicas a 690 nm y calcula la biomasa total de algas (como clorofila *a*), y la biomasa de los diferentes grupos de algas a partir de determinados algoritmos incorporados (Kahlert & McKie, 2014).

En cada uno de los puntos de muestreo dentro de cada arroyo (aguas arriba, medio y aguas abajo) se realizaron cinco mediciones con BenthosTorch, en sustratos duros (rocas), y cinco en sedimentos finos (grava, arena, limo-arcilla), alcanzando un total de 30 mediciones por arroyo. A su vez, en cada sitio donde se realizaron las mediciones se identificó la velocidad de la corriente (categorías: rápida, media y baja), la profundidad y la disponibilidad de luz (categorías: alta, media y baja).

Análisis de datos

Para el análisis estadístico de los resultados se realizaron modelos lineales jerárquicos (HLM) utilizando el software estadístico HLM versión 7.03, con el fin de poder analizar separadamente la influencia de factores locales y a nivel de cuenca sobre la biomasa de algas bentónicas, así como analizar una posible interacción entre los distintos niveles. Los HLM trabajan con bases de datos estructuradas de forma jerárquica anidada, en donde existe una variable de respuesta, y distintas variables predictoras operando a distintas escalas o sobre distintos niveles de organización, y con distinto número de observaciones (McMahon & Díez, 2007). Sigue el mismo marco conceptual y matemático fundamental que la regresión lineal o generalizada múltiple, pero a partir de la utilización de un algoritmo complejo, permite evitar la pseudorreplicación analítica que ocurre cuando distintas observaciones de alguna de las variables predictoras comparten un mismo valor de otra variable predictora en un nivel superior (Maestre *et al.*, 2015). El HLM desglosa el error

residual de la regresión en el error de cada uno de los niveles (o escalas), permitiendo estimar el porcentaje de la varianza de la variable respuesta que es estrictamente atribuible a cada nivel. A su vez, el HLM proporciona coeficientes de regresión para cada una de las variables predictoras, en cada escala espacial, los cuales representan el efecto sobre la variable respuesta (Maestre *et al.*, 2015). De esta forma, el modelo HLM relaciona las observaciones en i unidades agrupadas, dentro de j grupos, con las variables predictoras del nivel uno (X_{ij}) y nivel dos (W_j) (McMahon & Díez, 2007):

$$Y_{ij} = \beta_{0j} + \beta_1 X_{ij} + r_{ij}$$

$$\beta_{0j} = \gamma_{00} W_j + u_{0j}$$

Y_{ij} representa la variable de respuesta, y β_{0j} y β_1 el intercepto y la pendiente a nivel de grupo para cada predictor. La desviación de la observación i de la regresión predicha del grupo j está representada por el término aleatorio: r_{ij} (los residuales del nivel uno), mientras que los residuales del nivel dos están representados por el término: u_{0j} .

Se realizaron 4 HLM, de dos niveles jerárquicos cada uno, en los que se tomó como variables de respuesta a la biomasa total de algas bentónicas, diatomeas, cianobacterias y algas verdes.

En primer lugar se realizaron modelos nulos para testear la varianza de la biomasa de algas entre los niveles jerárquicos, y calcular el coeficiente interclase de la siguiente manera:

$$\rho = \frac{\sigma_r^2}{\sigma_{u_0}^2 + \sigma_r^2}$$

Dicho coeficiente determina el porcentaje de la varianza de la variable de respuesta que es atribuible al nivel dos, o sea a diferencias entre arroyos (Yu *et al.*, 2011).

Posteriormente se incluyeron las variables predictoras. En el nivel uno, se utilizaron variables locales como variables explicativas, las cuales se asociaron específicamente a cada punto muestreado, estas son: tipo de sedimento (clasificado de acuerdo a la movilidad en una escala de sedimentos menos móviles a más móviles), velocidad de corriente, disponibilidad de luz, y profundidad, con un N=2547 observaciones.

Para el nivel dos, las variables explicativas fueron: NT, NO₃, NH₄, PT, PRS, SST, MOS, Turbidez, y porcentajes de la cuenca ocupados por campo natural, cultivos, y forestación, con un N=92 observaciones. Previo a la realización de los modelos, se hizo un análisis de VIF (variance inflation factor) para evaluar la posible existencia de colinealidad entre las variables explicativas. Se tomó en 5 el máximo valor de VIF aceptado. A partir de este análisis se excluyeron de los modelos a las variables MOS, PRS, y porcentaje de campo natural, por presentar gran colinealidad con otras variables a incluir en el modelo.

RESULTADOS

En la Figura 14 se muestra la clasificación de estado trófico de los arroyos estudiados, en función de la biomasa total de algas bentónicas, utilizando para ello, el máximo valor de clorofila *a* encontrado por arroyo. Se clasificaron como oligotróficos los arroyos que presentaron una biomasa menor a $2 \mu\text{g chl-}a.\text{cm}^{-2}$, mesotróficos entre 2 y $7 \mu\text{g chl-}a.\text{cm}^{-2}$, y eutróficos mayores a $7 \mu\text{g chl-}a.\text{cm}^{-2}$ (Dodds *et al.*, 1998). Se clasificaron 26 como oligotróficos, 62 como mesotróficos y 23 como eutróficos. La Figura 15 muestra la biomasa máxima de diatomeas, algas verdes y cianobacterias.

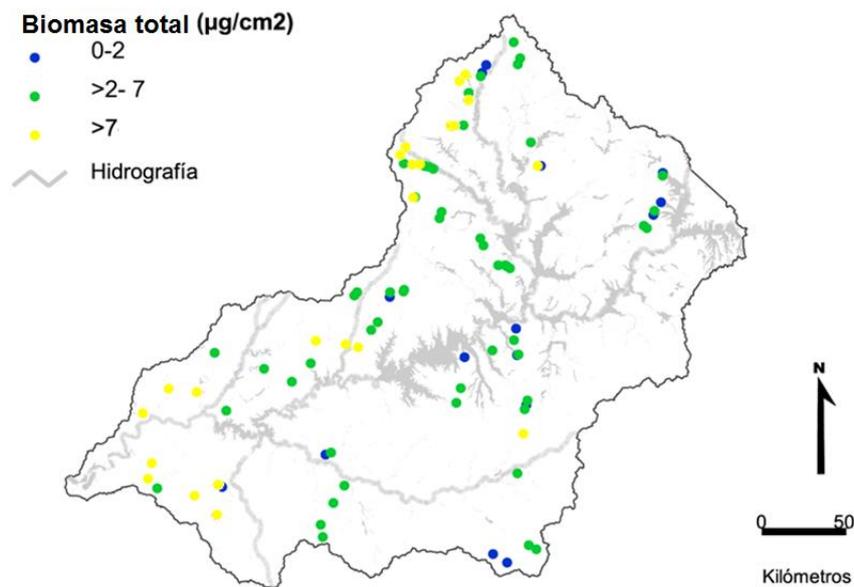


Figura 14. Clasificación por estado trófico de las microcuencas estudiadas, basada en la biomasa total de algas bentónicas ($\mu\text{g chl-}a.\text{cm}^{-2}$). Azul: oligotrófico, verde: mesotrófico, amarillo: eutrófico.

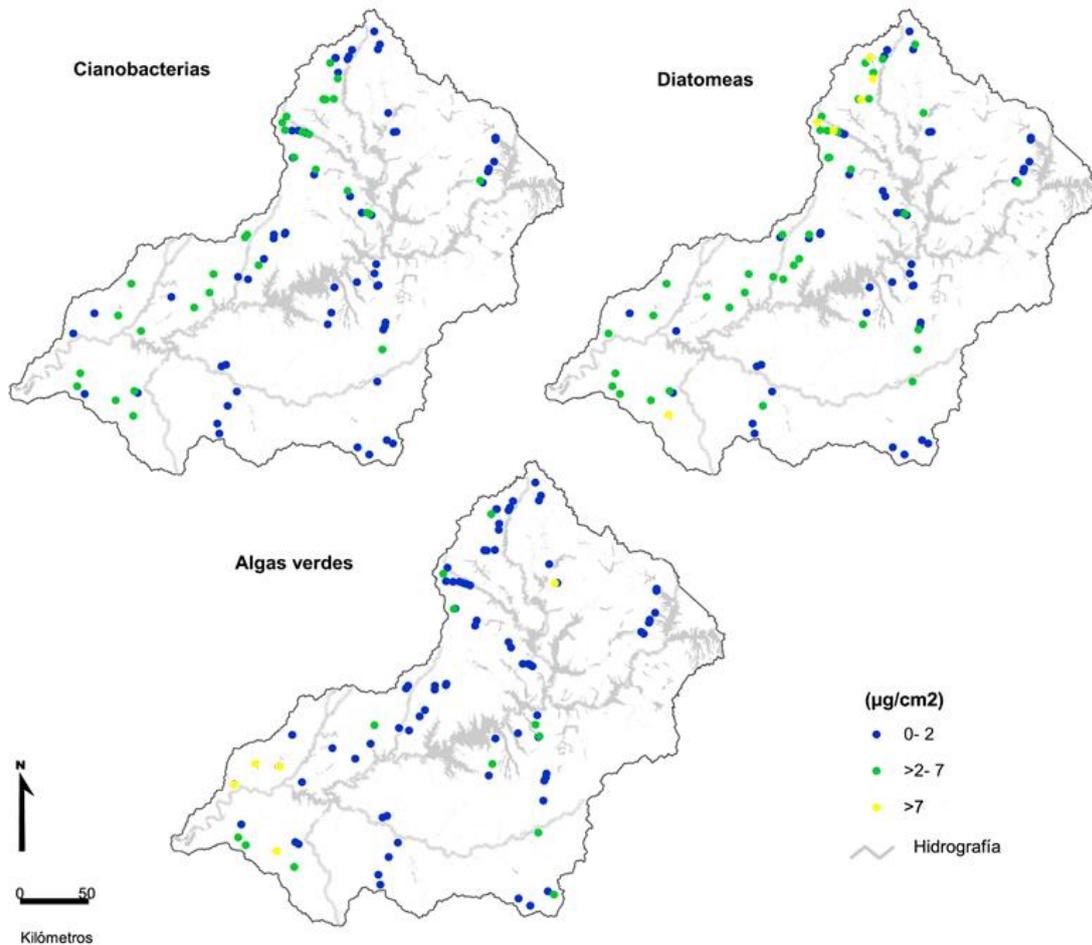


Figura 15. Biomasa ($\mu\text{g chl-a.cm}^{-2}$) de cianobacterias, diatomeas y algas verdes.

En cuanto a la composición relativa de los distintos grupos de algas bentónicas, se observó que las diatomeas fueron las que más aportan a la biomasa total a valores altos biomasa total, seguidas por las cianobacterias y en menor proporción las algas verdes. A valores muy bajos de biomasa total aumentan la proporción algas verdes (Figura 16). Sin embargo, esta relación no se encontró al evaluar la composición de los distintos grupos en relación al estado trófico, determinado tanto por clorofila como por nutrientes totales, en donde se observó que la composición relativa promedio de los distintos grupos prácticamente no varió en relación al estado trófico, a excepción del aumento de algas verdes que se observa en hipereutrofia según PT (Figura 17).

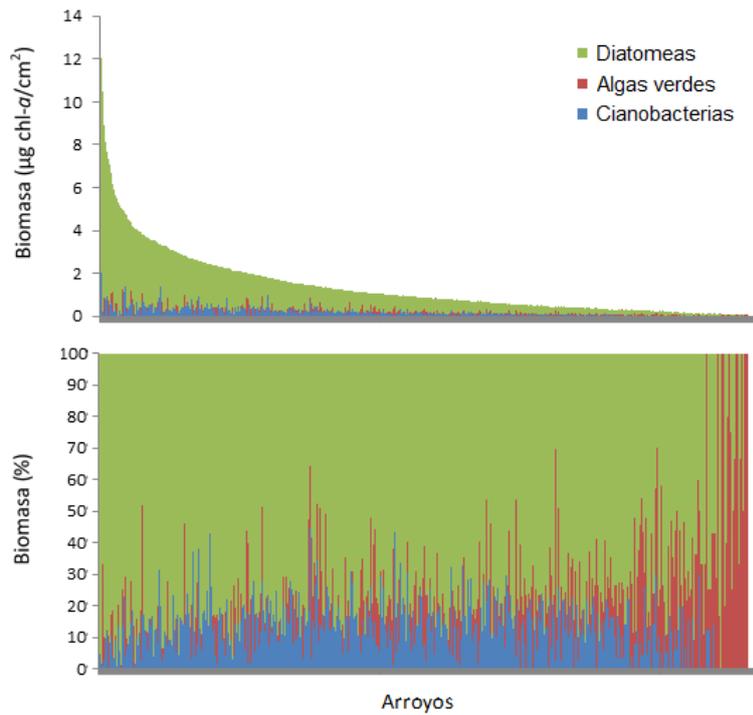


Figura 16. Composición relativa de diatomeas, algas verdes y cianobacterias en los arroyos estudiados.

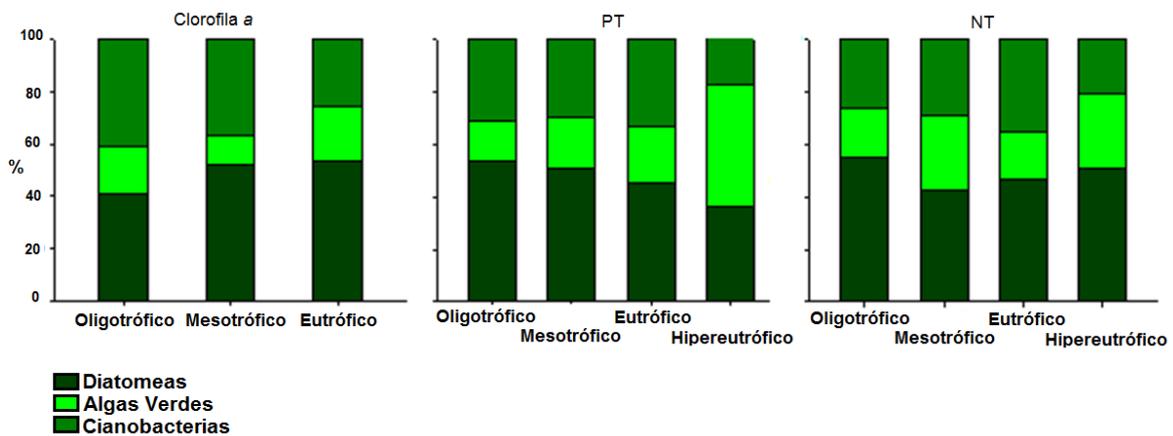


Figura 17. Composición relativa de diatomeas, algas verdes y cianobacterias promedio, en función del estado trófico según a) Clorofila, b) fósforo total, c) nitrógeno total.

En cuanto a los resultados de los modelos HLM realizados, los modelos nulos mostraron el 43% de la variabilidad de la biomasa total estaría explicada por la diferencias entre tramos, en cianobacterias este porcentaje corresponde al 34%, en diatomeas al 52%, mientras que en el caso de las algas verdes esta variabilidad en la biomasa entre tramos alcanza un 27%. El hecho de que existan porcentajes relativamente altos de varianza que no puede ser explicada simplemente por

factores locales intratramo indica que es necesario hacer un modelo multinivel y tener en cuenta factores de escalas superiores para poder explicar la varianza de las algas bentónicas.

Los modelos realizados incluyendo las variables predictoras tuvieron un valor de confianza estimado de 95% para el modelo con biomasa total como variable de respuesta, y 93%, 97% y 91% para cianobacterias, diatomeas y algas verdes respectivamente. Dicho valor es obtenido a partir de la división entre el promedio de la biomasa que es estimada y la suma del promedio de la biomasa real y los errores de las muestras.

En cuanto al modelo realizado para explicar la biomasa total, las variables que aparecen como significativas ($p < 0.05$) corresponden a la movilidad del sedimento y la velocidad de corriente en el nivel uno, y el PT (coeficiente de regresión=-0.19), turbidez (coeficiente de regresión=-0.17) y NO_3 (coeficiente de regresión=0.23) en el nivel 2 (Tabla 3). El modelo mostró que las variables del nivel uno explican un 23% de la varianza total, mientras que un 34% es explicado por las variables del nivel 2 incluidas en el modelo.

Tabla 3 – Resultados del modelo HLM para biomasa total de algas bentónicas para las variables estadísticamente significativas.

Variable	Coefficient	t-ratio	df.	p-value
For INTRCPT1, β_0				
INTRCPT2, γ_{00}	0.300694	21.65	91	<0.001
NO_3 , γ_{01}	0.230518	0.637	91	0.022
PT, γ_{02}	-0.192408	-4.897	91	<0.001
Turbidez, γ_{03}	-0.174252	1.841	91	<0.001
For SEDIMENT slope, β_1				
INTRCPT2, γ_{10}	-0.028904	-4.373	2450	<0.001
For VCORRIEN slope, β_2				
INTRCPT2, γ_{20}	0.023087	1.587	2450	0.003

En la Figura 18 se muestra cómo varía la biomasa total ($\log x + 1$) en función de la concentración de PT ($\log x + 1$), según lo predicho por el modelo realizado. Se observa que a mayor concentración de PT se predice una menor biomasa total de algas bentónicas. A su vez, en la figura se puede observar cómo influye el tipo de sedimento y la velocidad de corriente en esta relación. Cuanto mayor movilidad presenta el sedimento en el que se encuentran las algas, se predice una menor biomasa a igual concentración de PT, mientras que a mayor velocidad de corriente se predice una mayor biomasa a igual concentración de PT.

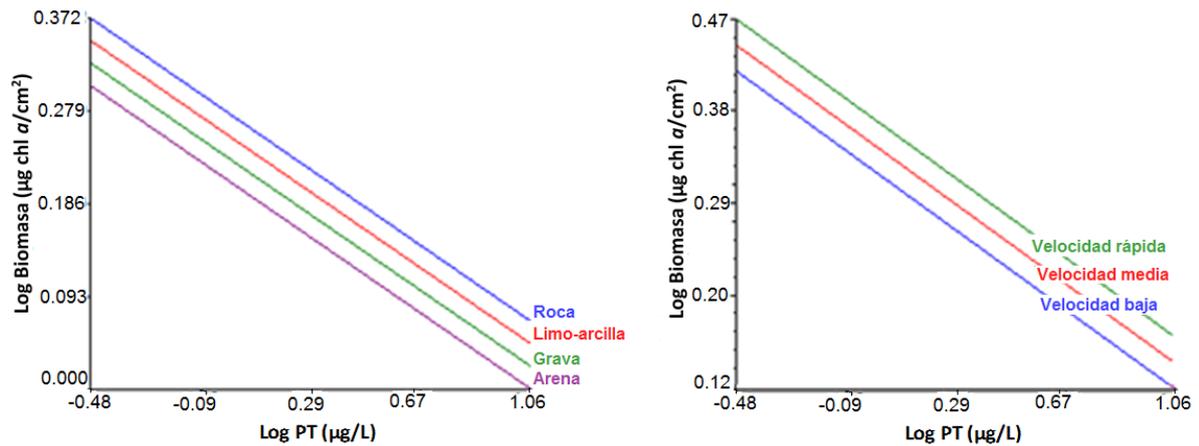


Figura 18. Predicción de la Biomasa Total de algas bentónicas en función de la concentración de Fósforo Total (PT), y la influencia de los factores locales: tipo de sedimento y velocidad de corriente, a partir del modelo HLM.

En lo que respecta al NO_3 , el modelo realizado predice una mayor biomasa a mayor concentración de dicho nutriente, con menores valores de biomasa cuanto mayor es movilidad del sedimento y menor es la velocidad de corriente (Figura 19).

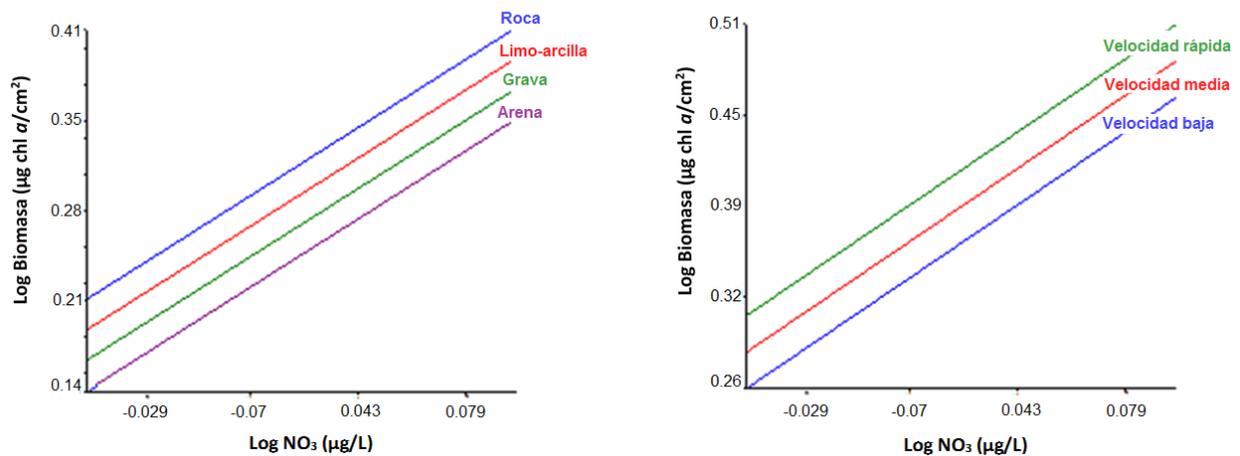


Figura 19. Predicción de la Biomasa Total de algas bentónicas en función de la concentración de Nitrato (NO_3), y la influencia de los factores locales: tipo de sedimento y velocidad de corriente, a partir del modelo HLM.

En lo que respecta a la turbidez, se observa una relación inversa de esta variable con la biomasa total. Al igual que con las otras variables, el tipo de sedimento menos móvil y la mayor velocidad de corriente favorecen el aumento de biomasa total a iguales valores de turbidez (Figura 20).

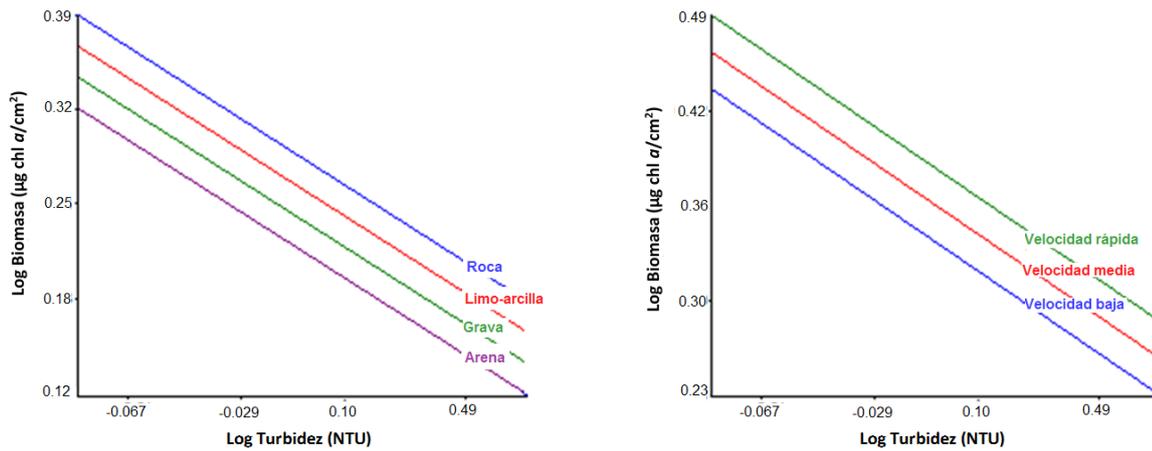


Figura 20. Predicción de la Biomasa Total de algas bentónicas en función de la Turbidez del agua, y la influencia de los factores locales: tipo de sedimento y velocidad de corriente, a partir del modelo HLM.

En cuanto a los modelos realizados diferenciando por distintos grupos de algas, se observó que tanto la biomasa de cianobacterias como la de diatomeas se comportan de forma similar a la biomasa total, siendo las variables explicativas significativas, las mismas que para la biomasa total, con las mismas relaciones. En cuanto a cianobacterias, el porcentaje de la varianza explicado por las variables del nivel uno corresponde al 23%, mientras que el explicado por las variables del nivel dos incluidas en el modelo fue de 35%. Para el modelo de diatomeas, la varianza explicada por las variables del nivel uno fue del 13%, y la explicada por variables del nivel 2, 25%.

Con respecto a la biomasa de algas verdes, el modelo realizado sólo pudo explicar un 2% de la varianza a partir de variables del nivel 1, mientras que la varianza explicada por variables del nivel 2 fue del 9%, por lo tanto, la biomasa de algas verdes no estaría siendo explicada por las variables utilizadas.

DISCUSIÓN

Los resultados de los modelos realizados muestran que la comunidad perifítica estaría regulada tanto por factores locales, intratramo, como por factores a nivel de cuenca. Dentro de los factores locales, los que tienen mayor influencia en el crecimiento de la biomasa algal son el tipo de sedimento y la velocidad de corriente. Se observa que el crecimiento algal se vería favorecido en sedimentos con menor movilidad como lo son las rocas. Se ha visto que en general en sistemas lóticos las algas se desarrollan de mejor manera adheridas a sustratos que les ofrecen estabilidad, como lo son los sustratos rocosos y los limo-arcillosos (muchas veces formando superficies de arcilla consolidada), minimizando la acción de la corriente, siendo éste el factor que más limita el desarrollo de éstas comunidades (Roldán & Ramírez, 2008). De esta forma, la gran influencia de

estos factores locales y la heterogeneidad espacial existente en arroyos puede llevar a que en distintos sitios de un mismo tramo se encuentren biomásas algales muy distintas.

Según los modelos realizados, la turbidez juega un rol importante de modulación de la biomasa de algas bentónicas. Dicha variable se ve afectada por actividades a escala de cuenca y de tramo. Las distintas actividades llevadas a cabo en la cuenca pueden producir un aumento de la erosión que se traduzca en mayores niveles de turbidez en algunos arroyos, lo que a su vez limita el crecimiento de las algas bentónicas.

La biomasa total de algas bentónicas tendría sus máximos a menores concentraciones de PT. En este sentido, debido a que las algas bentónicas viven en la interfase agua-sedimento, puedan captar nutrientes del agua pero también pueden obtenerlos de los sedimentos, lo que hace que puedan desarrollarse incluso en condiciones oligotróficas del agua (Chamixaes, 1991). Dichos estados oligotróficos se asocian a aguas generalmente más claras que los eutróficos lo que favorecería el crecimiento de las algas que se encuentran adheridas al sustrato. En adición a lo mencionado, si bien el fósforo puede ser transportado en forma disuelta, este nutriente puede llegar a los cuerpos unido a partículas (Mullins, 2009), lo que lleva a que muchas veces exista una correlación positiva entre las concentraciones de fósforo y la turbidez. Munn *et al.* (2010) realizaron modelos estadísticos para estudiar la relación entre la concentración de nutrientes y la biomasa de algas bentónicas en distintos sitios. De los dos modelos que tuvieron significancia estadística, en uno hallaron una relación negativa entre el PT y la biomasa de algas bentónicas. Los autores lo asocian a la correlación positiva que encontraron entre dicho nutriente y los sólidos suspendidos, por lo que altas concentraciones de estas variables puede conducir a una disminución en la penetración de la luz y/o a un aumento del depósito de sedimentos, interfiriendo de esta forma con el crecimiento de la biomasa algal. En este estudio se constató dicha correlación positiva entre el PT y la turbidez ($r = 0,56$) y SST ($r = 0,35$) por lo que la relación inversa entre PT y la biomasa de algas bentónicas podría deberse a lo antes mencionado.

La relación negativa de la biomasa de algas bentónicas con el PT y positiva con el NO_3 encontrada en este estudio, discrepa con la concepción tradicional de que en sistemas límnicos los productores primarios están limitados por fósforo. En este sentido, Dodds *et al.* (2002), realizaron un ensayo en el que encontraron que el nitrógeno era el nutriente limitante en diversos arroyos estudiados, por lo que concluyen que tanto el nitrógeno como el fósforo podrían ser nutrientes potencialmente limitantes para el desarrollo de biomasa perifítica en los ecosistemas lóticos. Dodds & Smith (2016) relacionan las variaciones en las relaciones de Redfield 16N:1P con la modificación antropogénica a gran escala que han sufrido las cuencas hidrográficas, y la exportación de nutrientes a los cursos de agua. De esta forma, los autores señalan que dependiendo de la historia de modificaciones antrópicas que tenga la cuenca puede ocurrir una limitación del crecimiento de la biomasa perifítica por fósforo, nitrógeno o por ambos nutrientes.

En cuanto a la composición de los distintos grupos de algas de la comunidad de perifiton, la dominancia de diatomeas en este tipo de ambientes se relaciona principalmente a sus altas y eficientes tasas de colonización. Este grupo de algas presenta estructuras especializadas para la fijación a distintos sustratos, pudiendo también formar colonias con producción de matrices mucilaginosas, lo que les permite adaptarse adecuadamente a ambientes de aguas corrientes (Montoya & Aguirre, 2013). A su vez, algunos estudios sugieren que a concentraciones bajas de fósforo las diatomeas presentan ventajas competitivas con respecto a otros grupos de algas, mientras que a concentraciones mayores de nutrientes se favorecen las algas verdes-azules (Horner *et al.*, 1990; Winter & Duthie, 2000). Esto concuerda con lo observado en este estudio. Según los modelos estadísticos realizados, los mayores valores de biomasa total ocurrirían en concentraciones de PT bajas, y a altos valores de biomasa, el grupo algal que domina son las diatomeas, mientras que cuando la biomasa total disminuye aumentan la abundancia relativa las cianobacterias y algas verdes.

CONCLUSIONES

Las variables locales son determinantes de la biomasa de algas bentónicas. Esto hace que exista una variabilidad muy grande en la biomasa en distintas regiones de los arroyos, existiendo zonas en donde las condiciones locales limitan el crecimiento y otras en donde existen condiciones para que el perifiton pueda desarrollarse de la mejor manera. Para evaluaciones de la productividad primaria como sustento de las redes tróficas se debe tener en cuenta la biomasa presente en todos los ambientes. De esta forma se podría trabajar con valores de biomasa promedio de cada tramo. Sin embargo, para evaluaciones de la calidad del agua y el potencial trófico de los arroyos y la influencia de factores que operan a escala de cuenca es necesario primero tener en cuenta las limitaciones locales. De esta forma, es importante detectar los máximos valores de clorofila en el tramo dado que evidenciarían el máximo potencial trófico bajo las condiciones locales óptimas para el crecimiento de algas bentónicas.

CAPITULO 3, COMUNIDAD DE DIATOMEAS BENTÓNICAS

MARCO TEÓRICO

Las diatomeas están muy bien representadas en el complejo biológico perifítico y son consideradas excelentes indicadores ecológicos. De esta forma, constituyen el grupo de algas más utilizado como indicadores de la calidad de agua de arroyos (Lobo *et al.*, 2015; Besse-Lototskaya, 2011; García-Rodríguez *et al.*, 2007; Stoermer & Smol, 2004; Díaz-Quirós & Rivera-Rondón, 2004). Habitan casi todos los ambientes acuáticos, y son fácilmente reconocibles por su esqueleto celular de sílice, compuesto por dos valvas, que juntas forman un frústulo (Metzeltin & García-Rodríguez, 2012). La clasificación y la descripción sistemática de diatomeas ha sido casi exclusivamente basada en las características del frústulo, i.e., forma, tamaño, simetría, estructura y densidad de estrías, presencia/ausencia y naturaleza del rafe y procesos en las valvas. El concepto biológico de especie basado en el aislamiento reproductivo es difícil de aplicar en las diatomeas (Round *et al.*, 1990). Por esta razón las poblaciones naturales de grandes números de un taxón deben ser estudiadas incorporando la mayor cantidad de características posibles para determinar una especie.

Las comunidades de diatomeas han sido extensamente relacionadas con condiciones ambientales específicas en diferentes regiones. La sensibilidad de esta comunidad de organismos las ha llevado a ser usadas como indicadores de condiciones ambientales, como calidad de agua y condiciones de hábitat en sistemas de arroyos y ríos (Soininen *et al.*, 2004). Estos organismos poseen varias ventajas como bioindicadores: son un grupo ubicuo y su variabilidad se extiende por la mayoría de las condiciones ecológicas del medio acuático e integran las variaciones de la calidad del agua en un lugar determinado (Feio *et al.*, 2009). Presentan una alta diversidad, tanto a nivel local como regional, que explica gran parte de la biodiversidad de los ecosistemas de agua dulce, tanto lóticos como lénticos. Poseen preferencias relativamente estrictas para diversos factores ambientales, reflejando una estrecha conexión entre la comunidad y el ambiente (Soininen, 2007). Tienen tiempos de generación más cortos que otros organismos como peces o macroinvertebrados (Vilmi *et al.*, 2015) y responden rápidamente a cambios ambientales, por lo que se las puede emplear para realizar alertas tempranas tanto para el aumento de la contaminación como para evaluar el éxito de planes de restauración de hábitats (Licursi & Gómez, 2003). Los costos de muestreo y análisis son relativamente bajos comparados con los de otros organismos. Las muestras de diatomeas pueden ser colectadas fácilmente y pueden ser conservadas por largos períodos de tiempo para su estudio. Responden rápidamente a la contaminación orgánica y a la eutrofización, con un amplio espectro de tolerancias (Kireta *et al.*, 2012). Debido a que distintas especies de diatomeas están adaptadas diferencialmente a una amplia gama de condiciones ecológicas, el gran

número de especies existentes constituyen múltiples indicadores sensibles del cambio ambiental (Stevenson & Bahls, 1999, Vilmi *et al.*, 2015).

El estado trófico ha surgido como un factor ambiental con importante influencia sobre diatomeas en sistemas lóticos. Para otras variables ambientales, algunos estudios también hicieron hincapié en factores como la temperatura, el tamaño del sustrato, la profundidad, la velocidad de corriente, el número de diferentes elementos presentes (como el aluminio o sílice) o propiedades de la cuencas, como los determinantes ambientales principales que influyen la composición de diatomeas en estos sistemas (Soininen, 2007).

Debido a que responden directa y sensiblemente a muchos cambios físicos, químicos, y biológicos, el estudio de diatomeas constituyen un elemento importante en el monitoreo y en programas de evaluación en países de todo el mundo (Asai 1996; Stevenson & Bahls, 1999; Wu 1999; Cremer *et al.*, 2004; Lobo *et al.* 2004; Gell *et al.*, 2005, Wang *et al.* 2005; Chessman *et al.* 2007; Taylor *et al.* 2007). Por ejemplo, en varios países europeos las diatomeas bentónicas son valiosas para propósitos de monitoreos en ríos (Venkatachalapathy & Karthikeyan, 2015). En este continente los esfuerzos se han concentrado en estandarizar la rutina de muestreo y el procesamiento de las muestras de diatomeas para la evaluación de la calidad del agua (Prygiel, 2002). A su vez, son utilizadas en evaluaciones de calidad de agua en muchos estados de Estados Unidos y fueron incluidas en: "National Rivers and Streams Assessment" realizado desde 2008 al 2011 por the U.S. Environmental Protection Agency (EPA). Se ha visto que las diatomeas proporcionan una evaluación tan precisa como las macrófitas, invertebrados, y peces y son más sensibles a algunos factores de estrés que otros organismos. Tanto las diatomeas planctónicas como las bentónicas son utilizadas en evaluaciones de cuerpos de agua (Venkatachalapathy & Karthikeyan, 2015).

La evaluación de las condiciones ambientales en ríos y arroyos usando diatomeas como indicadores tiene una larga historia en la cual emergen dos enfoques conceptuales básicos. El primer enfoque, basado en el trabajo de Kolkwitz & Marsson (1908), fue el desarrollo de índices autoecológicos para inferir niveles de contaminación basados en la composición específica del ensamblaje y las preferencias y tolerancias ecológicas de los distintos taxones (Butcher 1947; Zelinka & Marvan 1961). El segundo surge de los estudios de monitoreos tempranos de Patrick (Patrick, 1949; Patrick *et al.* 1954; Patrick & Strawbridge 1963), basados principalmente en la diversidad de diatomeas como un indicador general de integridad ecológica. Las diferencias conceptuales de estos dos enfoques conducen a diferentes abordajes para la evaluación ambiental, una infiere niveles de contaminación y la otra determina la biodiversidad como atributo ecológico.

Se han desarrollado varios índices para la cuantificación de la salud de sistemas lóticos basados en comunidades de diatomeas, en muchos países y regiones, siendo ampliamente utilizados en otros lugares, con o sin adaptación a las condiciones locales de cada sistema. Actualmente los

índices utilizados incluyen el índice trófico de diatomeas (TDI; Kelly & Whitton, 1995) en Gran Bretaña; el índice genérico de diatomeas (GDI; Rumeau & Coste, 1988), el índice específico de sensibilidad a la contaminación (SPI; Cemagref, 1982) y el índice biológico de diatomeas (BDI; Lenoir & Coste, 1996; Prygiel, 2002) en Francia; el índice de contaminación por eutrofización (EPI-D; Dell'Uomo, 1996) en Italia; el índice saprobio de contaminación (Rott *et al.*, 1997) y el índice trófico de Rott (Rott *et al.*, 1998), en Austria; el índice trófico de Schiefele & Kohmann (Schiefele & Kohmann, 1993) en Alemania, y el Índice de la Comunidad Económica Europea (CEE; Descy & Coste, 1991) en Francia y Bélgica. En Japón fue desarrollado el índice de contaminación orgánica del ensamblaje de diatomeas (DAIPo; Watanabe *et al.*, 1986).

Estos índices fueron posteriormente evaluados en regiones o países vecinos. Goma *et al.* (2005) puso a prueba el SPI, BDI, TDI y EPI-D en ríos catalanes, y Blanco *et al.* (2008) los aplicó en el noroeste de España. Ambos autores mostraron la eficacia del SPI en sus regiones de estudio. Varios índices, por ejemplo, el SPI, TDI y GDI, también fueron probados con éxito en Polonia (Szczepocka & Szulc, 2009). Ziller & Montesanto (2004), probaron el SPI en Grecia y Europa central y oriental. Torrisi & Dell'Uomo (2006) y Batteggazzore *et al.* (2004), probaron el EPI-D en Italia, y se comparó su desempeño con el de otros índices de diatomeas. En estos casos se probó que el EPI-D fue especialmente sensible a los nutrientes, materia orgánica y salinidad.

A su vez, varios estudios reportan el uso de índices de diatomeas en regiones con climas muy diferentes de la zona en la que fueron creados. En este sentido, el TDI y GDI fueron testeados en el este de África (Bellinger *et al.*, 2006) y el índice saprobio y el TDI se pusieron a prueba en Malasia (Maznah & Mansor, 2002). El TDI también fue probado en Australia (Newall & Walsh, 2005), en el Himalaya (Juttner *et al.*, 2003), e Irán (Atazadeh *et al.*, 2007). El IDG, SPI, BDI y el EPI-D se probaron en Sudáfrica (Walsh & Wepener, 2009), el TDI y el índice saprobio en Turquía (Kalyoncu *et al.*, 2009), y SPI, BDI, y DAIPo en Vietnam (Duong *et al.*, 2007). Dela-Cruz *et al.* (2006), testearon la adecuación de las tolerancias y preferencias de las diatomeas definidas en el hemisferio norte en ríos de Australia. En todos los casos, incluso cuando los índices y las tolerancias de diatomeas fueron desarrollados y definidos en regiones muy diferentes a las originales, los resultados de la evaluación de la contaminación fueron buenos y se demostró la robustez del biomonitoreo con diatomeas.

Por otra parte, cuando un estudio de campo es muy diferente del ámbito de aplicación previsto, algunos autores prefieren desarrollar sus propios índices diatomológicos para sus áreas de estudio específicas (Venkatachalapathy & Karthikeyan, 2015). En algunos casos en los que los índices de diatomeas (SPI, GDI, BDI y el EPI-D) se aplicaron en situaciones para las que no fueron planeados, estos índices no reflejaron las características hidroquímicas correspondientes al lugar (Zelazna-Wieczorek & Ziulkiewicz, 2009). En este sentido, luego de probar los índices de diatomeas europeos, fue desarrollado un índice de diatomeas australiano basado en la determinación de las

especies por Chessman *et al.*, (2007). Eloranta & Soininen (2002), también probaron un índice trófico ya existente (TDI) y propusieron una nueva relación entre la comunidad de diatomeas y la concentración de fósforo, adaptada a ríos finlandeses. Del mismo modo, en un estudio en los ríos de Quebec (Lavoie *et al.*, 2009) se compararon los índices de diatomeas Europeos y de Estados Unidos con el IDEC (índice de diatomeas Quebec) y enfatizaron en la importancia de utilizar los índices de diatomeas adaptados a la ecorregión de uso, con el fin de obtener resultados fiables, especialmente para condiciones extremas (muy contaminadas o condiciones de referencia).

En lo que respecta a índices desarrollados en América del Sur, en Argentina, Gómez & Licursi (2001) desarrollaron el Índice de Diatomeas Pampeano (IDP) para evaluar la calidad del agua de los sistemas lóticos de dicha región. Este índice se basa en la sensibilidad de las distintas especies de diatomeas bentónicas al enriquecimiento orgánico y la eutrofización. Ha sido testeado y validado también en regiones de Brasil como la cuenca del río Monjolinho, en el estado de San Pablo (Bere & Tundisi, 2012), y en sistemas fluviales subtropicales templados de Río Grande do Sul (Lobo *et al.*, 2010). Posteriormente, también en dicha región de Brasil, un índice basado en diatomeas epipélicas y otro basado en diatomeas epilíticas fueron desarrollados e integrados en un índice trófico de calidad del agua (TWQI) (Lobo *et al.*, 2015). Este estudio proporcionó evidencias significativas de que las comunidades de diatomeas epilíticas reflejan la degradación del agua causada por las actividades humanas en los sistemas fluviales de Brasil y subtropicales templados, especialmente la eutrofización.

En Uruguay, el único antecedente de aplicación de índices de calidad de agua basado en la comunidad de diatomeas corresponde al estudio realizado por Ferrari *et al.* (2019), en el cual aplicaron el IDP en arroyos de la cuenca de la Laguna del Sauce, Maldonado. Las autoras concluyen que dicho índice reflejó de manera exitosa la calidad de agua de los arroyos estudiados.

En este capítulo se pretende relacionar la composición y abundancia relativa de diatomeas bentónicas con la calidad del agua y las distintas actividades antrópicas llevadas a cabo en las microcuencas cuyas características físico-químicas fueron tratadas en los capítulos anteriores. Para ello se relacionarán las especies encontradas con las variables de calidad de agua obtenidos en los distintos arroyos muestreados y se aplicarán tres de los índices antes mencionados, los dos índices generados en la región: IPD y TWQI, y el índice TDI, generado en Gran Bretaña, ya que ha sido evaluado y aplicado con éxito en varios países de distintos continentes.

HIPÓTESIS

Distintas especies de diatomeas se adaptan diferencialmente a cambios en la calidad del agua, existiendo especies sensibles a aumentos en la concentración de nutrientes, las cuales estarán

presentes únicamente en ambientes oligotróficos, mientras que en ambientes más impactados predominarán especies tolerantes a las condiciones eutróficas.

PREDICCIONES

- (i) En arroyos pertenecientes a cuencas con uso predominantemente natural se encontrarán especies con preferencias oligotróficas y sensibles a aumentos en la concentración de nutrientes.
- (ii) En los sistemas más impactados se encontrarán especies adaptadas a estados eutróficos, indicadoras de contaminación proveniente de actividades agropecuarias.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar la composición específica y abundancia relativa de diatomeas epilíticas en arroyos con diferente calidad de agua y usos del suelo, para inferir especies indicadoras de condiciones ambientales
- Evaluar la aplicación de diferentes índices de calidad de agua basados en diatomeas, e identificar aquellos más sensibles y que mejor reflejan los cambios de las condiciones físico-químicas de los arroyos estudiados

METODOLOGÍA

Muestreos

Para el análisis de la comunidad de diatomeas se muestrearon 31 arroyos representativos del total, distribuidos en las cinco ecorregiones (Tabla 4, Figura 21). En cada uno de ellos se tomaron muestras de perifiton de sustratos rocosos mediante raspado de la superficie. Para ello se empleó un cepillo dental y un aro de 4 cm de diámetro y 1,5 cm de alto (Figura 22). Se obtuvo una muestra integrada por arroyo, de cinco rocas ubicadas en diferentes posibles microhábitats dentro del tramo estudiado, y teniendo en cuenta que no se encontraran a menos de 10 cm de profundidad.

Tabla 4 – Arroyos muestreadas para el estudio de diatomeas epilíticas. Se indica la ecorregión a la que pertenecen, categorización de uso dominante y la clasificación de estado trófico (ET) según fósforo total (PT) y nitrógeno total (NT): O: oligotrófico, M: mesotrófico, E: eutrófico y H: hipereutrófico.

Arroyo	Ecorregión	Uso dominante	ET (PT)	ET (NT)
3A2	Cuesta Basáltica	Agrícola-forestal	M	M
A10	Cuenca sedimentaria gondwánica	Natural	O	O
A4	Cuenca sedimentaria gondwánica	Natural	O	O

Arroyo	Ecorregión	Uso dominante	ET (PT)	ET (NT)
C4	Cuenca sedimentaria gondwánica	Forestal	O	M
C5	Cuenca sedimentaria gondwánica	Natural	E	E
C6	Cuenca sedimentaria gondwánica	Agrícola intensivo	M	E
C7	Cuenca sedimentaria gondwánica	Agrícola-forestal	O	O
D1	Sierras del Este	Forestal	O	O
D2	Sierras del Este	Natural	O	O
F2	Cuenca sedimentaria del oeste	Agrícola-forestal	H	E
F6	Cuenca sedimentaria del oeste	Forestal	M	E
LP5	Cuenca sedimentaria gondwánica	Forestal	M	M
M34	Cuenca sedimentaria gondwánica	Agrícola medio	M	E
M35	Cuenca sedimentaria gondwánica	Agrícola medio	E	E
N2	Cuenca sedimentaria del oeste	Agrícola intensivo	E	H
P1	Escudo Cristalino	Agrícola medio	M	M
PB1	Cuenca sedimentaria del oeste	Agrícola intensivo	E	E
Pd4	Escudo Cristalino	Agrícola intensivo	M	M
Pd7	Escudo Cristalino	Agrícola intensivo	M	E
Pr3	Escudo Cristalino	Agrícola intensivo	M	E
Pr5	Escudo Cristalino	Agrícola medio	M	E
S6	Cuesta Basáltica	Natural	M	M
T10	Cuesta Basáltica	Natural	O	M
T2	Cuesta Basáltica	Natural	O	O
T3	Cuesta Basáltica	Natural	M	O
T4	Cuesta Basáltica	Forestal	E	M
T5	Cuesta Basáltica	Forestal	E	M
V1	Cuenca sedimentaria gondwánica	Agrícola medio	E	E
V11	Cuenca sedimentaria gondwánica	Natural	M	O
V14	Cuenca sedimentaria gondwánica	Natural	O	O
X5	Cuenca sedimentaria gondwánica	Natural	O	O

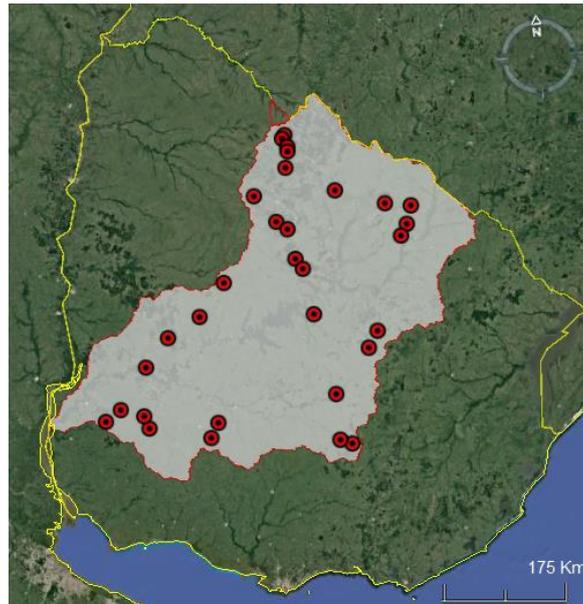


Figura 21. Ubicación de los 31 arroyos en los que se tomaron muestras de diatomeas epilíticas en la cuenca del Río Negro.



Figura 22. Raspado de rocas para la obtención de muestras de perifiton

Análisis en laboratorio

Las muestras de perifiton fueron tratadas según el método de HCl y KMnO_4 caliente (Taylor *et al.*, 2007) para eliminar carbonatos y materia orgánica. Para esto se aplicó 10 mL de una solución saturada de KMnO_4 a 10 mL de muestra y se dejó actuar por 24 horas. Posteriormente se agregó 10 mL de HCl concentrado y se calentó en placa calefactora hasta que se observó un cambio de color en la muestra, de marrón oscuro a amarillo claro. Finalizada esa etapa se realizaron sucesivos lavados con agua destilada para eliminar los restos de los compuestos químicos. Luego de removida la materia orgánica, se montaron preparados permanentes utilizando Naphrax®. En cada preparado se identificaron las especies de diatomeas, utilizando un microscopio óptico Olympus BX53, equipado con óptica DIC, a un aumento de 1000x. A su vez, se utilizó microscopía electrónica de barrido para la identificación de las especies difíciles de identificar al microscopio óptico. Posteriormente, para la determinación de la abundancia relativa, en cada preparado se

contó un mínimo de 400 valvas, en el microscopio óptico. Dicho número se estima como suficiente para representar a las especies que poseen una abundancia relativa superior al 5% (Licursi & Gómez, 2003). Las especies fueron identificadas utilizando bibliografía de referencia taxonómica de diatomeas de Europa (Krammer & Lange-Bertalot, 1991, Hofmann, 2013), de Norte América (Spaulding *et al.*, 2019) y regionales como Metzeltin & García-Rodríguez (2012) y Metzeltin *et al.* (2005), entre otros.

Análisis de datos

A partir de las especies identificadas y los conteos realizados se calculó la abundancia relativa de cada especie en cada muestra. A su vez, se calculó la riqueza específica de cada arroyo, y la constancia y dominancia de cada especie. La constancia es una medida que hace referencia a la frecuencia con que la especie fue observada en las muestras analizadas y se expresa como porcentaje. Se calcula de la siguiente manera:

$$Ci = 100Ni/T$$

Donde N_i es el número de muestras en que la especie estaba presente, y T es el número total de muestras.

La dominancia de la especie surge del análisis de la abundancia relativa de las especies presentes en cada muestra, y se calcula como el porcentaje de las veces que una especie apareció como dominante con respecto al total de las muestras:

$$Di = 100Bi/T$$

Donde B_i indica el número de muestras en que la especie fue dominante, y T el número total de muestras.

Por otra parte, se realizaron los índices de diversidad de Simpson (D) y de Equitatividad (E). Estos índices se basan en la distribución de la abundancia relativa de cada especie. El índice de Simpson varía entre 0 y 1, siendo los valores más cercanos a 1 los que se asocian a mayor dominancia y menor diversidad de especies. El índice de Equitatividad describe que tan equitativamente (en términos de abundancia) están representadas las diferentes especies. Para el cálculo de dichos índices se utilizaron las siguientes ecuaciones:

$$D = \sum_{i=1}^S A_i^2$$

$$E = \frac{1}{\sum_{i=1}^S A_i^2} \times \frac{1}{S}$$

S representa el número total de especies, y A_i la abundancia relativa de la especie i .

Posteriormente, se comparó la riqueza específica, el índice de Simpson, y el índice de Equitatividad entre arroyos con distintos estados tróficos, usos de suelo, y ecorregiones mediante métodos no paramétricos (prueba de Kruskal-Wallis), utilizando el programa Statistica 10.0, con un nivel de confianza de 95% (StatSoft Inc.,2011).

Por otra parte, con el fin de determinar las especies más frecuentes y abundantes en arroyos pertenecientes a las categorías de uso de suelo, se graficó la frecuencia de ocurrencia (constancia) vs la abundancia relativa promedio para cada tipo de sistema. Las especies con mayores abundancias relativas y frecuencias de ocurrencias son categorizadas como las especies dominantes de cada uso de suelo.

Posteriormente se realizó la evaluación de los índices basados en diatomeas IDP y TWQI y TDI. Dichos índices se basan en un valor de ponderación ya determinado para cada especie y fueron calculados a partir de las siguientes ecuaciones:

$$TWQI = \frac{\sum_{i=1}^S tv_i \cdot A_i}{\sum_{i=1}^S A_i}$$

$$IDP = \frac{\sum_{i=1}^S I_{idp}^i \cdot A_i}{\sum_{i=1}^S A_i}$$

$$TDI = \frac{\sum_{i=1}^S V_i I_i A_i}{\sum_{i=1}^S V_i A_i}$$

Donde tv_i es el valor trófico que le otorga el índice TWQI a la especie i , I_{idp}^i es el valor del índice específico para la especie i que otorga el IDP, V_i e I_i indican el valor indicador y valor de sensibilidad a la polución respectivamente de la especie i otorgados por el TDI. A_i representa la abundancia relativa de la especie i , y S el número total de especies.

Los índices IDP y TDI clasifican a los cursos de agua en cinco clases de calidad, mientras que el TWQI los clasifica en cuatro.

Una vez calculados todos los índices se realizó una correlación lineal entre el valor de calidad de agua obtenido para cada índice y el primer factor de un ACP realizado con datos de calidad de agua para los arroyos muestreados (MOS, PRS, PT, NO₃, NH₄, NT, Turbidez y Conductividad), con el fin de evaluar su ajuste.

A partir de la aplicación del índice que mejor se ajustó, se clasificaron a los arroyos según su calidad de agua. Posteriormente se realizó un ACP con las siguientes variables: calidad de agua según índice diatomológico, biomasa de diatomeas epilíticas, estados tróficos según nitrógeno total y fósforo total, turbidez y categorías de usos de suelo.

RESULTADOS

Diversidad específica de la comunidad de diatomeas

Se identificó un total de 122 especies en las 31 muestras analizadas. De esas especies, 52 presentaron una abundancia relativa mayor al 4%, y se detallan en la Tabla 5

Las especies que tuvieron una mayor constancia fueron *Nitzschia palea*, apareciendo en un 71% de las muestras, *Cocconeis placentula* var. *lineata* (64,5%), *Achnantheidium minutissimum* (61,3%) y *Nitzschia amphibia* (54,8%). El resto de las especies se encontró en menos del 50% de las muestras. En cuanto a dominancia, *Achnantheidium minutissimum* fue la especie que apareció como dominante en más arroyos, seguida por *Encyonema sprechmannii* y *Nitzschia semirobusta* (Tabla 5).

Tabla 5. Especies de diatomeas halladas, con una abundancia relativa mayor al 4%, sus constancias de ocurrencia, y el porcentaje de arroyos en los cuales fueron especies dominantes.

Especie	Constancia (%)	Dominancia (%)
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) Smith	71.0	6.5
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i> (Ehrenberg) Van Heurck	64.5	
<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki	61.3	22.6
<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow	54.8	3.2
<i>Navicula radiosa</i> Kützing	48.4	
<i>Nitzschia semirobusta</i> Lange-Bertalot	48.4	12.9
<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow	41.9	6.5
<i>Planothidium frequentissimum</i> Lange-Bertalot	41.9	6.5
<i>Cymbella affinis</i> Kützing	38.7	
<i>Cymbella cymbiformis</i> C. Agardh	38.7	6.5
<i>Encyonema vulgare</i> Krammer	38.7	
<i>Meloria varians</i> C. Agardh	38.7	
<i>Encyonema sprechmannii</i> Metzeltin, Lange-Bertalot & García-Rodríguez	35.5	12.9
<i>Gomphonema lagenula</i> Kützing	35.5	
<i>Gomphonema pumilum</i> (Grunow) Reichardt & Lange-Bertalot	35.5	3.2
<i>Nitzschia tenuis</i> W. Smith	32.3	
<i>Amphipleura pellucida</i> (Kützing)	29.0	3.2
<i>Geissleria punctifera</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	29.0	
<i>Navicula capitatoradiata</i> Germain	29.0	
<i>Sellaphora nigri</i> (De Not.) Wetzel & Ector	29.0	6.5
<i>Ulnaria acus</i> (Kützing) Aboal	29.0	
<i>Gomphonema parvulum</i> Kützing	25.8	
<i>Achnanthes exigua</i> (Grunow)	22.6	

Espece	Constancia (%)	Dominancia (%)
<i>Caloneis bacillum</i> (Grunow) Cleve	22.6	
<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch) D.G.Mann	22.6	
<i>Reimeria uniseriata</i> Sala, Guerrero & Ferrario	22.6	
<i>Amphora copulata</i> (Kützing) Schoeman & Archibald	19.4	
<i>Epithemia sorex</i> Kützing	19.4	
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	19.4	
<i>Placoneis ovillus</i> Metzeltin, Lange-Bertalot, García-Rodríguez	19.4	
<i>Gomphonema sp.2</i>	16.1	
<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenberg) O. Müller	16.1	
<i>Adlafia bryophila</i> (Petersen) Lange-Bertalot	12.9	3.2
<i>Amphora montana</i> (Krasske)	12.9	
<i>Gomphonema brasiliense</i> Metzeltin, Lange-Bertalot & García-Rodríguez	12.9	
<i>Luticola simplex</i> Metzeltin, Lange-Bertalot, García-Rodríguez	12.9	
<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch ex Rabenhorst	12.9	
<i>Staurosira construens</i> var. <i>venter</i> (Ehrenberg) Hamilton	12.9	6.5
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	9.7	
<i>Encyonema cf jemtlandicum</i> var. <i>venezolanum</i> Krammer	9.7	
<i>Placoneis abundans</i> Metzeltin, Lange-Bertalot, García-Rodríguez	9.7	
<i>Rhopalodia musculus</i> (Kützing) O. Müller	9.7	
<i>Sellaphora rhombicarea</i> Metzeltin, Lange-Bertalot, García-Rodríguez	9.7	
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i> Ehrenberg	6.5	
<i>Diadsmis confervacea</i> Kützing	6.5	
<i>Fragilaria rumpens</i> (Kützing) Carlson	6.5	
<i>Gomphonema cf rochense</i> Metzeltin, Lange-Bertalot & García-Rodríguez	6.5	
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kütz) Grunow	6.5	
<i>Fragilaria cf vaucheriae</i> (Kützing) J.B. Petersen	3.2	
<i>Karayevia clevei</i> (Grunow) Bukhtiyarova	3.2	
<i>Luticola sp.</i>	3.2	
<i>Planothidium biporum</i> (Hohn y Hellerman) Lange-Bertalot	3.2	

La riqueza específica varió entre 8 y 32 especies en los distintos arroyos, el índice de Simpson se ubicó entre 0.06 y 0.63, mientras que la Equitatividad varió 0.09 y 0.75. En la Figura 23 y Figura 24 se muestran los valores promedio de S, D y E para los arroyos agrupados por las distintas categorías de usos de suelo y ecorregiones respectivamente. No se encontraron diferencias estadísticamente significativas al comparar arroyos pertenecientes a distintos usos de suelo, ni a distintas ecorregiones en la riqueza específica de diatomeas (K-W, $p=0.16$ para usos de suelo, $p=0.83$ para ecorregiones), índice de Equitatividad (K-W, $p=0.3$ para usos de suelo, $p=0.1$ para ecorregiones) e índice de Simpson (K-W $p=0.56$ para usos de suelo, $p=0.12$ para ecorregiones). Si

bien las diferencias no son estadísticamente significativas, se puede observar una disminución en la riqueza específica en arroyos de cuencas agrícolas intensivas en comparación con otros usos de suelo, y una disminución en la Equitatividad en arroyos agrícolas-forestales (Figura 23). En cuanto a ecorregiones, se observó un aumento del promedio del índice de Simpson y una disminución de la Equitatividad promedio en arroyos de la Sierra del Este, aunque estas diferencias tampoco fueron estadísticamente significativas.

Por otra parte, tampoco se encontraron diferencias significativas al comparar estas variables entre los distintos niveles tróficos, tanto con relación al fósforo total como al nitrógeno total (K-W, S: PT $p=0.93$, NT $p=0.74$, D: PT $p=0.52$, NT $p=0.27$; E: PT $p=0.5$, NT $p=0.40$).

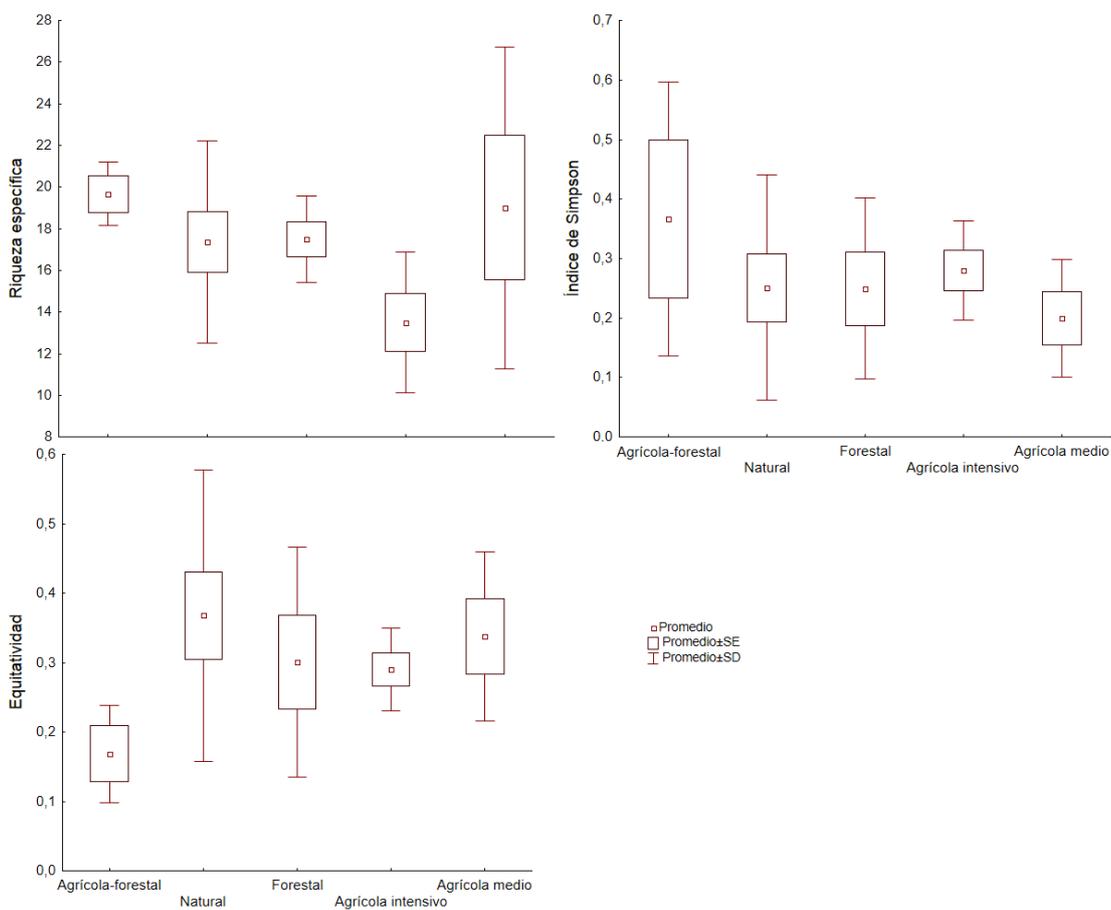


Figura 23. Promedio de riqueza específica, Índice de Simpson y Equitatividad agrupados por usos de suelo.

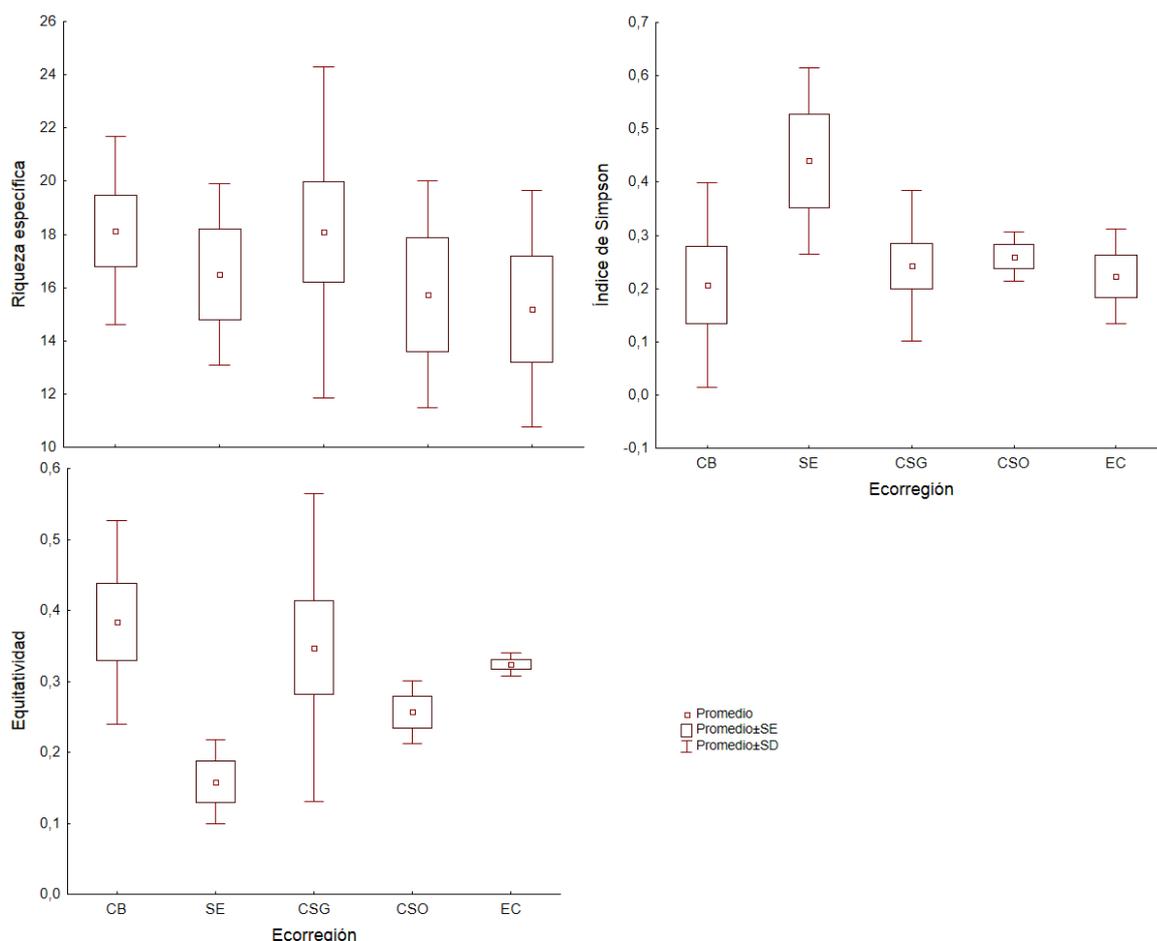


Figura 24. Promedio de riqueza específica, Índice de Simpson y Equitatividad agrupados por usos de ecorregiones. CSO: Cuenca Sedimentaria del Oeste, CSG: Cuenca Sediemtaria Gondwánica, CB: Cuesta Basáltica, EC: Escudo Cristalino, SE: Sierras del Este.

Composición específica de la comunidad de diatomeas y usos de suelo

En las Figura 29 se muestra la constancia de cada una de las especies halladas vs la abundancia relativa promedio para cada categoría de usos de suelo. A partir de esta figura se pueden inferir las especies dominantes en los distintos sistemas, siendo las que presentaron mayor frecuencia de ocurrencia y abundancia relativa. Se puede observar que los sistemas naturales presentan una clara dominancia de a la especie *A. minutissimum*. Le siguen las especies *E. sprechmannii* y *C. cymbiformis*. Estas tres especies representan en promedio, aproximadamente un 50% de la abundancia total de los sistemas naturales. A su vez, tiene una alta frecuencia de ocurrencia en estos sistemas la especie *C. placentula var. lineata*, aunque con una abundancia relativa en promedio baja. En los sistemas forestales también dominan las especies *A. minutissimum* y *E. sprechmannii* alcanzando una abundancia mayor al 30%, aunque en relación a los sistemas naturales, ambas especies disminuyen sus frecuencias de ocurrencia. En cuanto a

sistemas agrícolas, la especie que aparece con una dominancia mayor es *N. semirobusta*, representando aproximadamente el 20% de la abundancia total, estando presente en más del 60% de los arroyos agrícolas forestales, en el 40% de los agrícolas medio, y en más del 80 % de los arroyos agrícolas intensivos. La especie *P. frequentissimum* también aparece como dominante de sistemas agrícolas, con una frecuencia de ocurrencia de aproximadamente 60% en arroyos agrícolas forestales y agrícolas medios. *N. amphibia*, *N. palea* y *A. pediculus* son especies que también aparecen asociadas a los sistemas agrícolas.

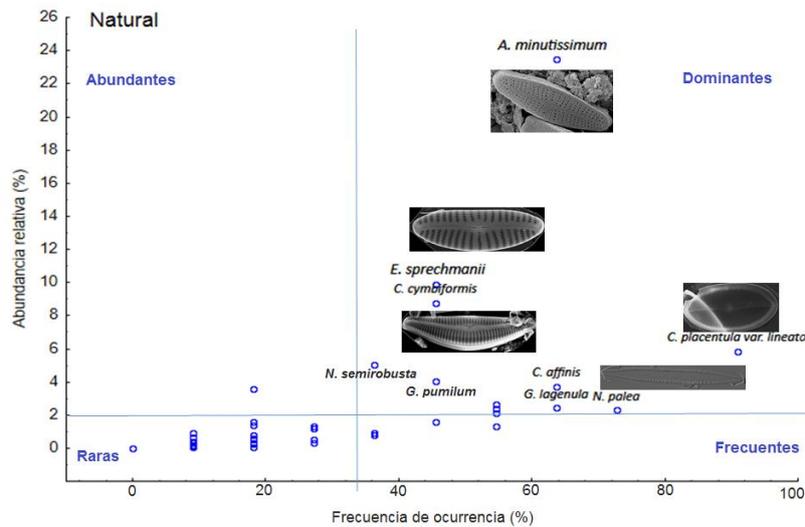


Figura 25 - Constancia (%) de cada una de las especies halladas vs. abundancia relativa promedio de cada especie (%) para arroyos clasificados como naturales. Las líneas azules indican el promedio general de abundancia relativa y frecuencia de ocurrencia.

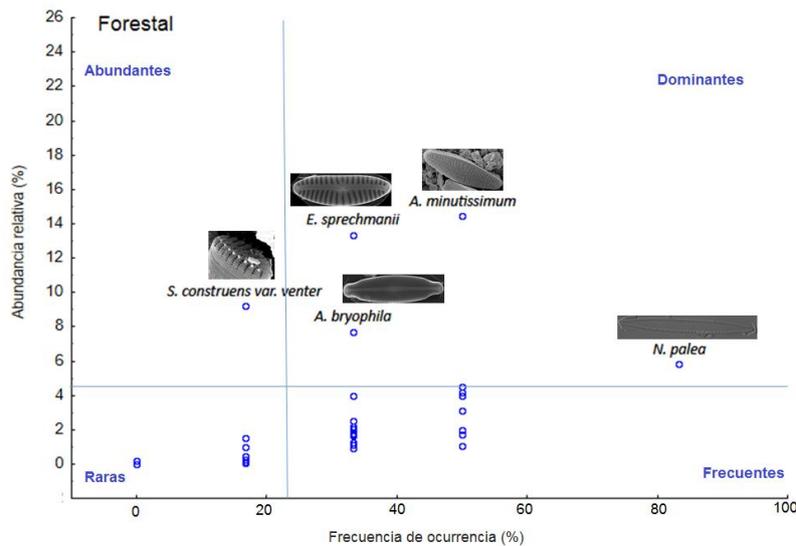


Figura 26 - Constancia (%) de cada una de las especies halladas vs. abundancia relativa promedio de cada especie (%) para arroyos clasificados como forestales. Las líneas azules indican el promedio general de abundancia relativa y frecuencia de ocurrencia.

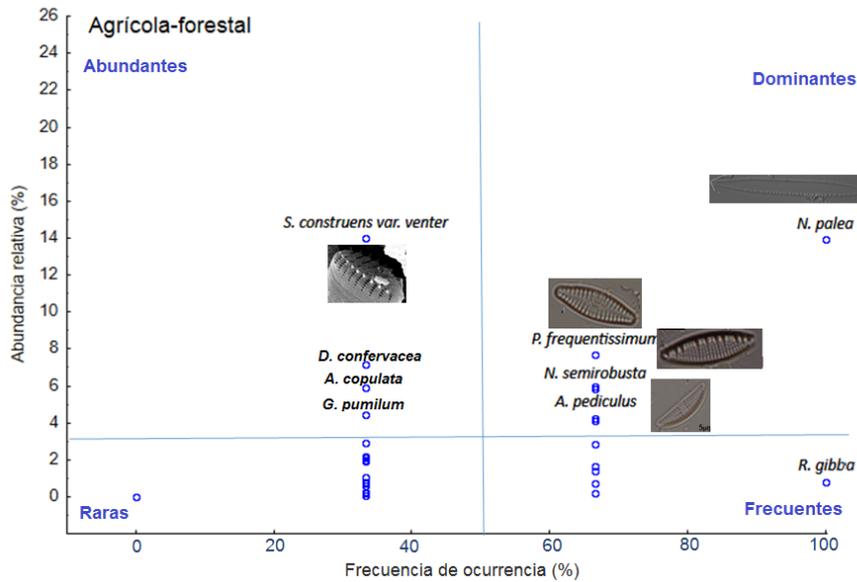


Figura 27 - Constancia (%) de cada una de las especies halladas vs. abundancia relativa promedio de cada especie (%) para arroyos clasificados como agrícola-forestales. Las líneas azules indican el promedio general de abundancia relativa y frecuencia de ocurrencia.

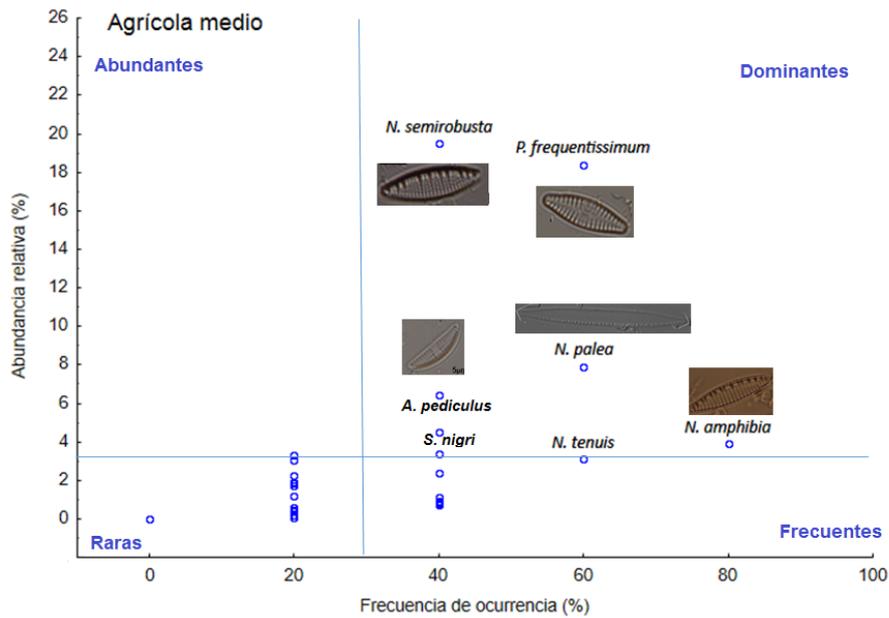


Figura 28 - Constancia (%) de cada una de las especies halladas vs. abundancia relativa promedio de cada especie (%) para arroyos clasificados como agrícolas medio. Las líneas azules indican el promedio general de abundancia relativa y frecuencia de ocurrencia.

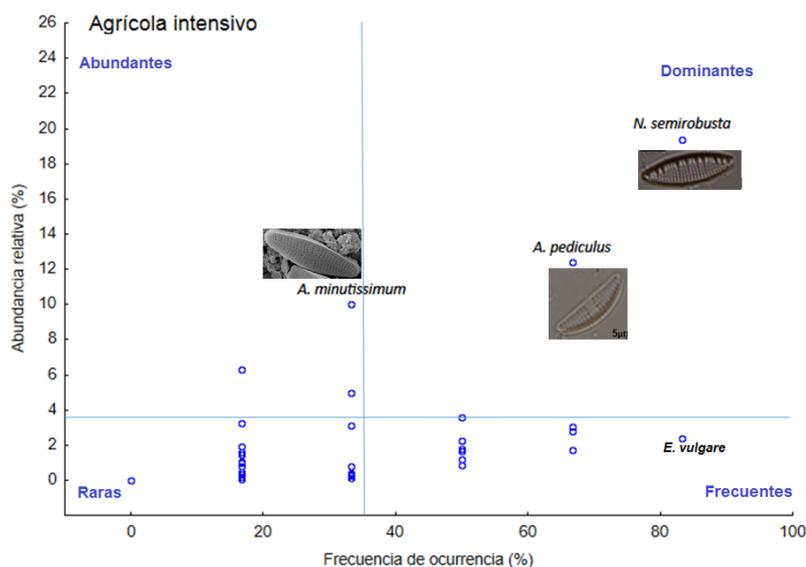


Figura 29. Constancia (%) de cada una de las especies halladas vs. abundancia relativa promedio de cada especie (%) para arroyos clasificados como agrícolas intensivos. Las líneas azules indican el promedio general de abundancia relativa y frecuencia de ocurrencia.

Calidad de agua en base a índices diatomológicos

El ajuste de los índices IDP, TWQI y TDI calculados para cada uno de los arroyos, fue evaluado a partir de una correlación con el primer factor de un análisis de componentes principales en el que se incluyeron nutrientes, materia orgánica, turbidez y conductividad como variables respuesta. Los dos primeros factores de dicho ACP explicaron el 63% de la varianza (Factor 1:42%, Factor 2:19%)

Debido a que no todas las especies halladas en los arroyos tienen ponderación para los índices utilizados, no se pudo ponderar el 100% de la abundancia de especies en cada sitio. A partir del TWQI y el IDP se ponderó en promedio un 40% de la abundancia de cada arroyo, mientras que utilizando el TDI fue posible ponderar en promedio el 77% de la abundancia de las especies por cada arroyo. Cinco de los arroyos no fueron utilizados para evaluar el ajuste de los índices debido a que estos arroyos estaban ampliamente dominados (más del 70% de la abundancia relativa) por especies que no se encuentran ponderadas para ninguno de los índices utilizados, lo que lleva a que el índice no refleje realmente la calidad de agua de estos sistemas. En tres de estos arroyos aparece como especie ampliamente dominante *N. semirobusta*, mientras que en los otros dos la especie dominante fue *P. frequentissimum*. Ambas especies aparecieron como dominantes de ambientes agrícolas, y estos arroyos se muestran relacionados a mala calidad del agua con relación al primer factor del ACP. Sin tener en cuenta estos arroyos, los tres índices tuvieron una correlación positiva con significancia estadística, (TWQI: $p=0.003$, $r=0.57$; IDP:

$p=0.000$, $r= 0.70$; TDI: $p=0.000$, $r= 0.84$). En la Figura 30 se muestran las correlaciones entre los tres índices y el primer factor del ACP de calidad físico-química del agua.

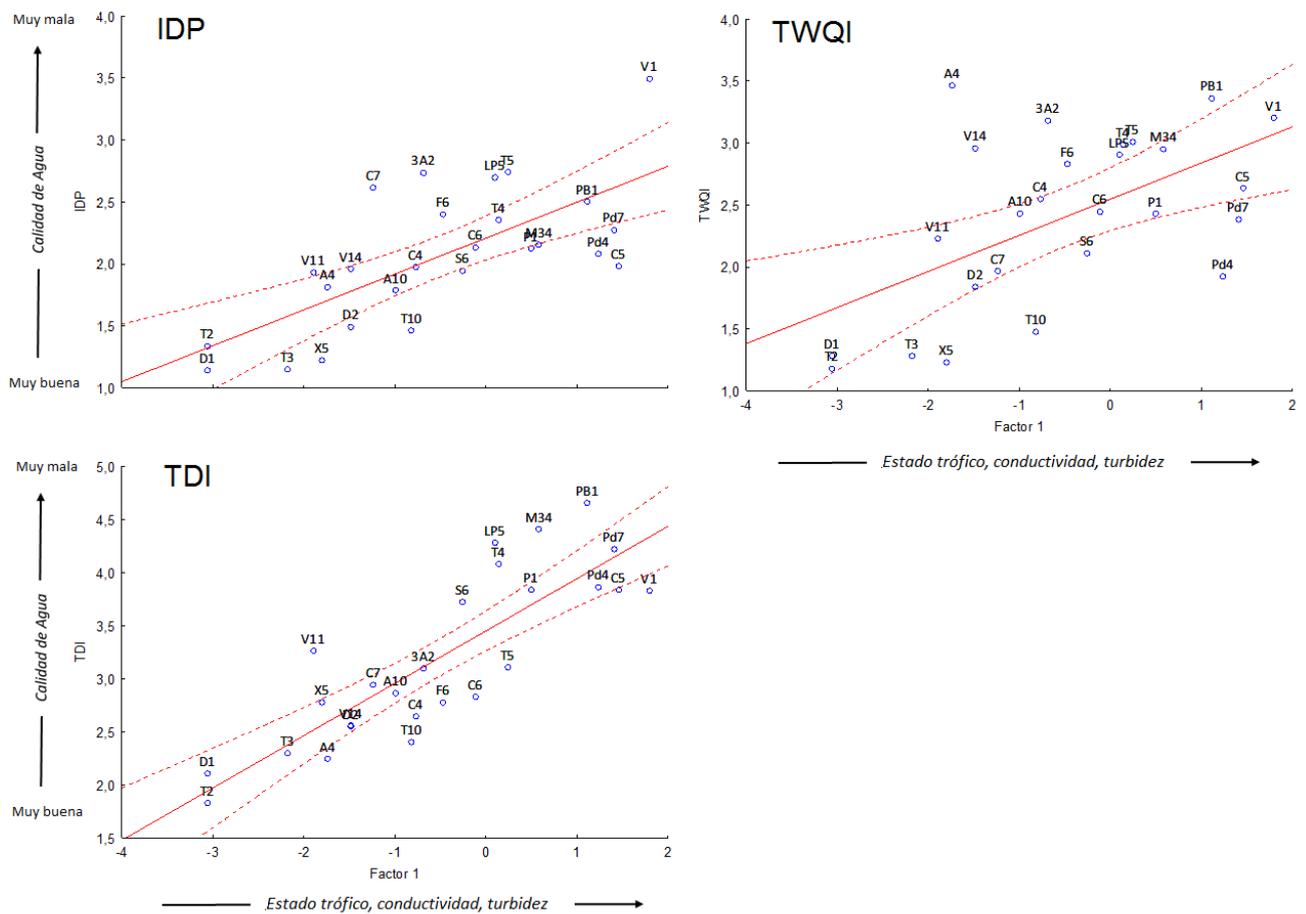


Figura 30. Ajuste de los índices diatomológicos IDP (Índice de Diatomeas Pampeano), TWQI (Índice de Calidad Trófica del Agua) y TDI (Índice Trófico de Diatomeas) en relación al primer factor de un ACP con las siguientes variables: NT, NO₃, NH₄, PT, PRS, materia orgánica, conductividad y turbidez. Las líneas punteadas indican el intervalo de 95% de confianza.

Debido a que el TDI es el que posee un mejor ajuste, se utilizó la ecuación de la recta de ajuste obtenida de la relación entre el cálculo del TDI para los distintos arroyos y el primer factor del ACP de calidad físico-química del agua para calcular el índice en los cinco arroyos antes mencionados en donde dominan las especies sin ponderación *N. semirobusta* y *P. frequentissimum*.

De acuerdo a la clasificación de calidad de agua para cada tramo utilizando el TDI adaptado, seis arroyos fueron de buena calidad, 11 de calidad regular, ocho de mala calidad, y seis de calidad muy mala. Dentro de los arroyos de buena calidad las especies que dominaron fueron *A. minutissimum* y *E. sprechmannii*. En los de calidad regular dominaron *C. cymbiformis*, *S. construens var. venter* y *A. bryophila*. En los arroyos de mala calidad las especies dominantes fueron *N. palea*, *P.*

frequentissimum, *N. semirobusta*, y *S. nigri*, mientras que en arroyos de muy mala calidad las especies más representativas fueron *N. semirobusta* y *A. pediculus* (Figura 31).

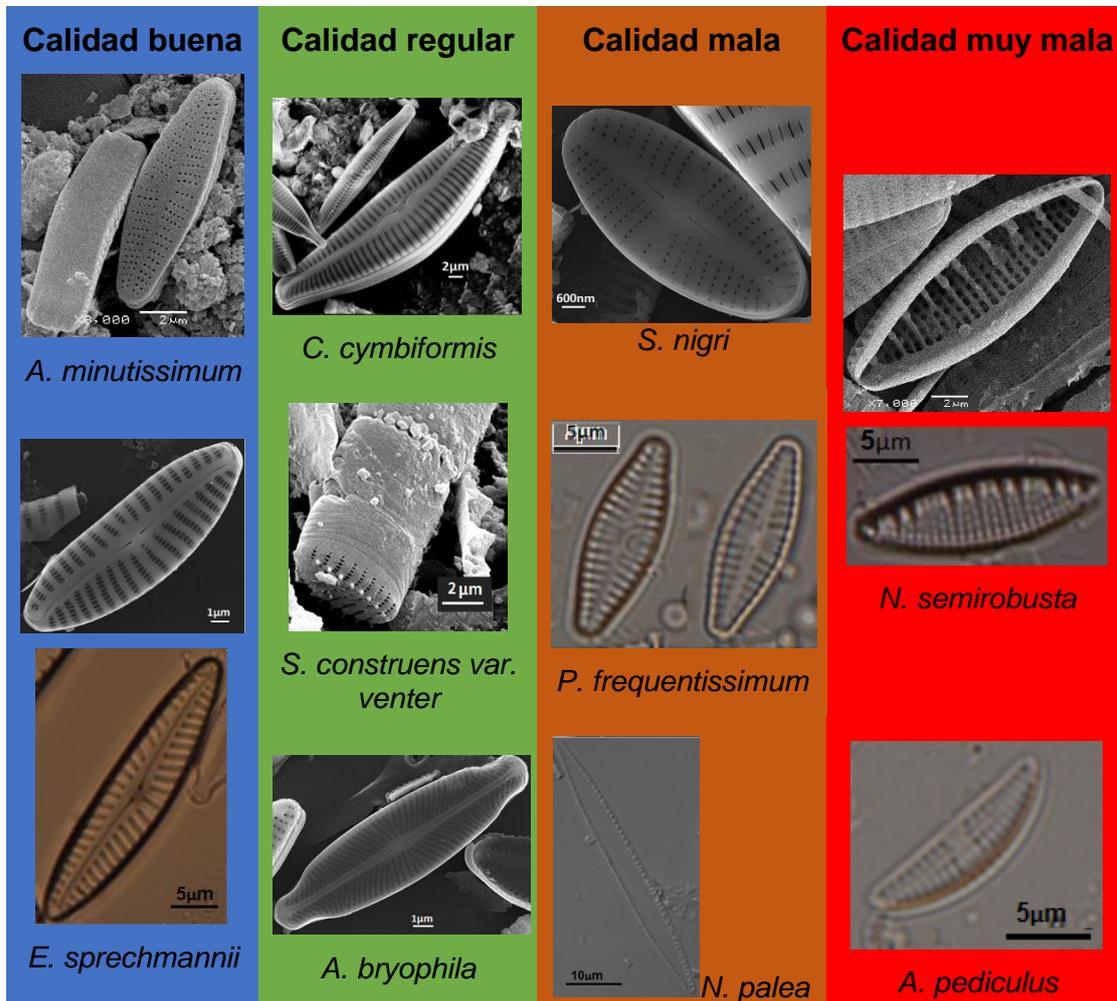


Figura 31. Especies dominantes en arroyos con distintas clases de calidad de agua. Fotos tomadas en este estudio.

Calidad de agua, estado trófico y usos del suelo

Para evaluar la relación entre todas las variables analizadas en este estudio, se realizó un ACP utilizando las categorías de estados tróficos según nitrógeno total y fósforo total, categorías de usos del suelo, y categorías de calidad del agua a partir del índice TDI (Figura 32). Los dos primeros factores del ACP explicaron el 38% de la varianza (Factor 1:24%, Factor 2:14%). En dicho análisis se puede observar que tanto para el Factor 1 como para el 2 la calidad buena se relaciona con los estados oligotróficos para fósforo y nitrógeno, y con el uso de suelo natural. La calidad mala del agua se relaciona a estados de meso e hipereutrofia con relación al PT, y con la turbidez. También asociado a estos estados se encuentra el uso de suelo agrícola medio. Por último, la calidad muy mala del agua se asocia a arroyos hipereutróficos (NT) y eutróficos (PT), y a los sistemas agrícolas

intensivos. La biomasa de diatomeas bentónicas presenta una mayor correlación negativa con el Factor 2, formando parte de este grupo de muy mala calidad de agua. La correlación negativa observada de la biomasa total con el Factor 1 podría deberse a un efecto negativo de la turbidez.

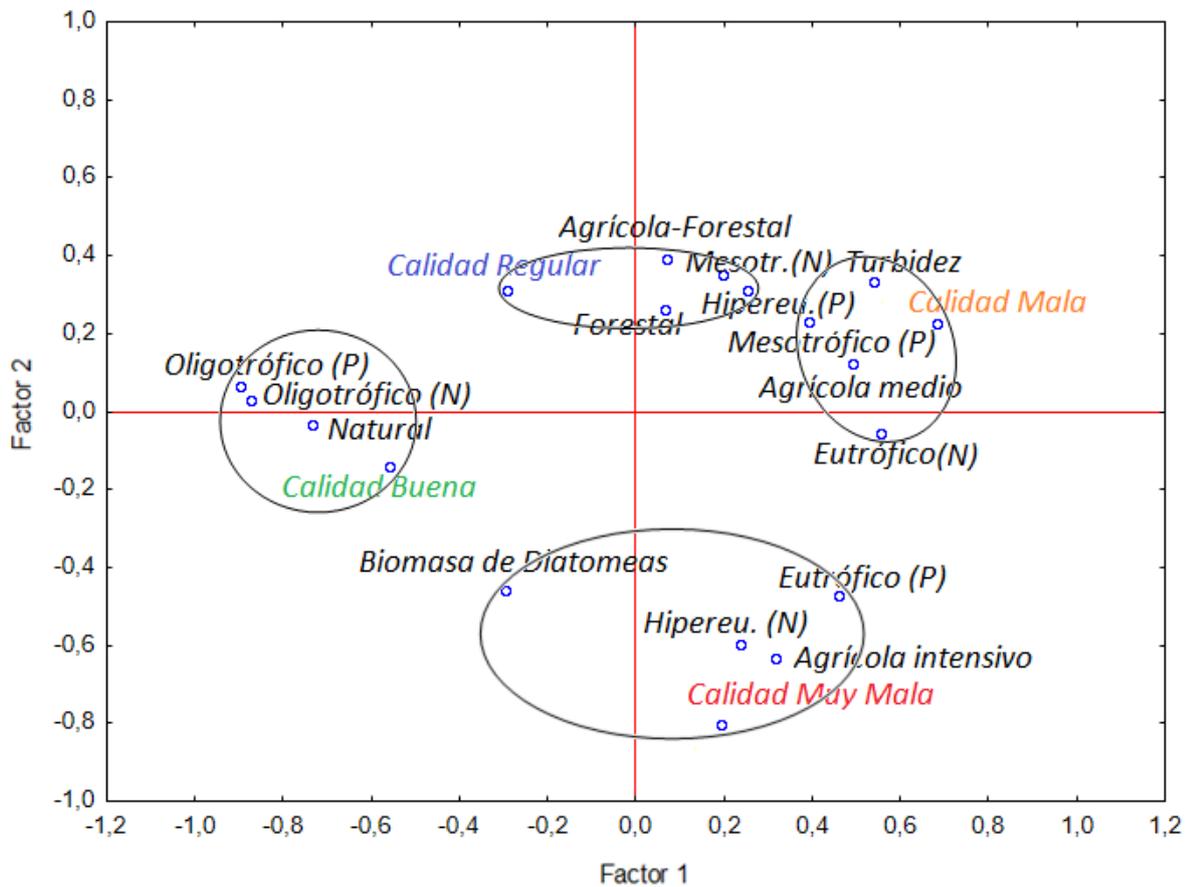


Figura 32. ACP realizado a partir de las variables categóricas: calidad del agua según TDI, uso dominante del suelo, estado trófico según nitrógeno total y fósforo total; y con las variables continuas: turbidez y biomasa de diatomeas epilíticas.

DISCUSIÓN

Las alteraciones que pueden sufrir las comunidades biológicas frente a distintos tipos de contaminación o disturbios son diversas. Ejemplo de esto es el cambio en el número de especies presentes en la comunidad, cambios en el número de individuos de cada especie (cambios en las especies dominantes), y cambios en el número total de organismos (Symoens *et al.*, 1988; Stevenson & Pan, 1999).

En lo que respecta a diatomeas bentónicas, se ha visto que el rango de diversidad tanto en sitios contaminados como en sitios prístinos es muy amplio. Algunos autores han reportado una disminución en la diversidad asociada a la contaminación (Stevenson & Sabater, 2010), mientras que otros plantean que pueden existir cambios diferenciales en la diversidad dependiendo del tipo

de polución (Stevenson & Pan, 1999; Blanco *et al.*, 2012). En este estudio no se encontró una relación estadísticamente significativa entre la diversidad y equitatividad de especies entre arroyos sometidos a distintas actividades antrópicas, lo cual reflejaría que si bien la composición específica de las comunidades de diatomeas puede variar asociada a distintos impactos, esto no se refleja en la diversidad de especies.

Sin embargo, los índices aplicados sí reflejaron bien la calidad físico-química del agua, mostrando los tres índices un ajuste estadísticamente significativo en relación a dichas variables, siendo el que mejor se ajustó el TDI. Dicho índice pondera tanto la sensibilidad de cada especie a las condiciones de eutrofización y contaminación orgánica, como el valor indicativo de dicha especie, mientras que el IDP y el TWQI no ponderan este último aspecto. La respuesta de una especie en particular a los cambios en la calidad del agua está determinada tanto por los óptimos en el que esa especie se desarrolla en relación a la calidad del agua y el ambiente, como por los requerimientos mínimos que posee dicha especie (tolerancia específica) (Kelly & Whitton, 1995). En los índices IDP y TWQI se propuso un valor de tolerancia para cada especie, sin embargo no fue incorporada una ponderación de las preferencias de dicha especie (óptimos) por un rango determinado de variación del parámetro considerado. Estas preferencias pueden corresponder a un rango amplio o acotado, lo que determina el valor indicativo de la especie. Las especies que tienen un rango más acotado de óptimos representan mejores indicadores, siendo ponderadas en el TDI con un valor indicativo de 3, mientras que aquellas que presentan un rango amplio de preferencias presentan un valor indicativo de 1.

Por otra parte, tanto el IDP como el TWQI ponderan especie por especie, lo que hace que en regiones con presencia de especies distintas no se pueda ponderar un alto porcentaje de la biomasa de cada sitio. En particular en los arroyos analizados en el presente estudio sólo se pudo ponderar una abundancia de especies promedio de 40% por arroyo, a partir de los índices mencionados. Kelly & Whitton (1995) para el desarrollo del TDI realizaron ponderaciones por género y dentro de cada género separaron especies que no se comportan de la misma manera que el resto de los componentes del género, y fueron ponderadas diferencialmente, o se establecieron categorías de tamaños dentro de un género, que presentan diferentes preferencias ecológicas. Por ejemplo, varias especies de *Cymbella* aparecieron en dicho estudio como características de agua eutrófica, mientras que la mayoría del género fue hallado con más frecuencia a concentraciones más bajas de nutrientes. Del mismo modo, muchas formas pequeñas de *Navicula* y el género *Sellaphora* fueron asociadas a sistemas altamente eutróficos y con contaminación orgánica, mientras que el resto de las especies del género se comportan de manera diferente. De esta forma se utiliza una categoría 'operativa', definida por el tamaño de la valva, marcando un límite de tamaño arbitrario para realizar la distinción. Esta concepción puede conducir a errores y los autores plantean que debe ser evaluada y refinada. Sin embargo, en el presente estudio la aplicación de

dicho índice se ajustó de forma exitosa a la calidad físico-química del agua, y permitió aumentar la abundancia de especies ponderadas un 37% en relación al IDP y TWQI, alcanzando un promedio de ponderación del 77% de la abundancia de especies por arroyo, con una correlación de 0.84 con relación al primer factor del ACP de calidad físico-química del agua, superior a los ajustes obtenidos para el IDP y el TWQI.

En lo que respecta al análisis de la composición específica de diatomeas en función de los usos de suelo, se constató una diferencia en relación a la frecuencia de ocurrencia y abundancia de especies en cada tipo de sistema, pudiendo identificar especies relacionadas a las distintas actividades antrópicas desarrolladas en las cuencas.

Los sistemas naturales presentaron dominancia de a las especie *A. minutissimum*, *E. sprechmannii* y *C. cymbiformis*. A su vez, según el TDI estas especies aparecieron como dominantes en sistemas con calidad buena y regular en el caso de *C. cymbiformis*.

A. minutissimum es una especie que presenta una gran importancia siendo su presencia común en sistemas límnicos de todo el mundo. Varios estudios reportan sus preferencias ecológicas, en donde se observan algunas discrepancias. Potapova y Hamilton (2007) diferenciaron varios grupos morfológicos de *A. minutissimum* y establecieron variadas preferencias ecológicas para los distintos grupos morfológicos. Por otra parte, Faria *et al.* (2013) la reportaron en un reservorio subtropical hipereutrófico en Brasil. Posteriormente, Lobo *et al.* (2015) clasificaron a esta especie dentro de un grupo de especies con baja tolerancia a la eutrofización. En este estudio *A. minutissimum* apareció claramente relacionada a ambientes oligotróficos, pero también fue encontrada en algunos ambientes de mala calidad asociados a cultivos intensivos. Por lo que se podría ver como una especie con claras preferencias por ambientes de buena calidad y baja concentración de nutrientes, pero que presenta tolerancia frente a altas concentraciones de nutrientes. En este sentido, Potapova & Charles (2007) plantean que *A. minutissimum* sería una especie aparentemente tolerante al incremento de nutrientes, pero que posee una alta abundancia en regiones más oligotróficas, lo cual concuerda con lo hallado en este estudio.

Por otra parte, *E. sprechmannii* es una especie que fue descrita por primera vez en Uruguay (Metzeltin & García-Rodríguez, 2003). Aún no existen muchas referencias bibliográficas en las que se estudien las preferencias ecológicas de esta especie. En este estudio se la encontró asociada a ambientes oligotróficos, de buena calidad, mientras que Ferrari *et al.* (2019) la encontraron asociada a sitios con calidad de agua aceptable.

En los arroyos pertenecientes a cuencas forestales las especies que dominaron también fueron *A. minutissimum* y *E. sprechmannii*. Tanto en sistemas forestales como en agrícolas-forestales adquiere importancia la especie *S. construens var. venter*, la cual aparece como especie dominante en arroyos con calidad regular según el cálculo del TDI.

En arroyos ubicados en cuencas con usos agrícolas, las especies que presentaron mayores abundancias relativas y aparecieron con más frecuencia fueron *N. semirobusta*, *N. palea*, *N. amphibia*, *P. frequentissimum*, *S. nigri* y *A. pediculus*. A su vez, estas especies aparecieron como dominantes en arroyos de mala y muy mala calidad de agua según la clasificación realizada por el TDI.

Un estudio en la región de San Pablo en donde se relacionó a la especie *N. semirobusta* y la calidad eutrófica del agua mostró que dicha especie se encontró en condiciones de oligo a eutróficas, siendo su mayor frecuencia de ocurrencia en condiciones oligotróficas (Rodrigues *et al.*, 2018). Otros autores plantean que debido a los problemas taxonómicos y la identificación errónea que ha existido en esta especie, no se conoce con certeza la preferencia ecológica de *N. semirobusta*, por lo que la información sobre su ocurrencia y preferencias ecológicas es de gran relevancia para delimitar sus requisitos ecológicos y tolerancias (da Silva-Lehmkuhl *et al.*, 2019). En este estudio *N. semirobusta* se relacionó claramente con sistemas de mala calidad, con altas concentraciones de nutrientes, no siendo observada en arroyos con buena calidad de agua.

Por otra parte, *N. palea* es una diatomea cosmopolita y es reconocida como un taxón altamente tolerante a la contaminación orgánica. Diversos estudios la han reportado en aguas ricas en nutrientes, y la han clasificado como tolerante a la eutrofización (Bere & Tundisi 2009; Lobo *et al.*, 2010; Faria *et al.*, 2013). En particular, Krammer & Lange-Bertalot (1988) afirmaron que esta especie se encuentra en ambientes mesosaprobios a polisaprobios, presentando un pico ecológico en aguas eutrofizadas. Esto fue lo observado en este estudio, en donde *N. palea* apareció como especie dominante en sistemas eutróficos e hipereutróficos, y asociados a cuencas agrícolas.

P. frequentissimum es una especie también cosmopolita que aparece en una gran variedad de ambientes. Estudios recientes indican que si bien esta especie se relaciona a estados eutróficos, su valor como indicador es bajo dado que su presencia en distintos tipos de ambientes afecta significativamente el grado de similitud observado entre sitios que presentan diferentes condiciones ecológicas (Olszyński *et al.*, 2019). En el presente estudio *P. frequentissimum* se encontró en arroyos ubicados tanto en cuencas naturales, forestales como en agrícolas. Sin embargo, su frecuencia de ocurrencia y su abundancia relativa aumentan en los arroyos agrícolas, apareciendo como especie dominante en arroyos caracterizados como de mala calidad según el TDI, y con alta concentración de nutrientes.

Con respecto a la especie *Sellaphora nigri* (llamada anteriormente *Eolimna minima*) también indicadora de ambientes de mala calidad en este estudio, se la ha caracterizado por estar relacionada con las condiciones de eutrofización, presencia de pesticidas, contaminación por metales pesados y ambientes orgánicamente impactados asociados a actividades humanas (Wetzel *et al.*, 2015, Corrales, 2018). Lobo *et al.* (2015) situaron a esta especie como

moderadamente tolerante a la eutrofización, mientras que en otros artículos es citada como tolerante a elevadas concentraciones de nutrientes, y con preferencia ecológica por dichos ambientes (Lobo *et al.* 2010; Faria *et al.* 2013).

Los resultados obtenidos muestran también que *Amphora pediculus* adquiere una importancia relevante en relación a la abundancia relativa y frecuencia de ocurrencia en arroyos ubicados en cuencas con agricultura intensiva. Esta especie ha sido descrita como típica de aguas eutróficas (Kelly & Whitton, 1995) concordando con lo encontrado en este estudio.

CONCLUSIONES

La composición específica de la comunidad de diatomeas refleja las condiciones ambientales y grado de impacto antrópico de los sitios estudiados, debido a la adaptación diferencial de las distintas especies de diatomeas. Los tres índices evaluados mostraron un buen ajuste, por lo que se concluye que los índices utilizados en este estudio reflejan de buena manera la calidad del agua de los sistemas lóticos de bajo orden, en donde fueron aplicados. El TDI fue el que mejor se ajustó, y es el que mejor reflejaría estas condiciones. Esto puede estar dado por una mayor abundancia de especies ponderada para cada sitio, como también por la inclusión en dicho índice de la ponderación del valor indicativo de cada especie en relación al rango óptimo de preferencias, además de la ponderación de la tolerancia a la contaminación para dicha especie. Se desprende de esto la importancia de aumentar la clasificación y ponderación de las especies de diatomeas presentes en sistemas límnicos del país para lograr índices cada vez más ajustados y con una mayor confianza para determinar y predecir la calidad de agua de estos sistemas.

Las distintas actividades antrópicas llevadas a cabo en las microcuencas estudiadas generan un impacto en la comunidad de diatomeas, en donde existen distintas especies relacionadas a los distintos usos del suelo.

DISCUSIÓN FINAL

Se visualizó claramente la influencia del uso del suelo y sus efectos sobre la calidad del agua de los arroyos analizados. A pesar de las diferencias inherentes encontradas en la físico-química del agua asociada a las distintas ecorregiones, se generaron sólidas evidencias de los impactos que las distintas actividades antrópicas producen en los sistemas lóticos. Ejemplo de esto es el aumento de la concentración de nutrientes y SST en arroyos con presencia de cultivos en sus cuencas, y la disminución de la conductividad y pH en arroyos de cuencas forestales, en comparación con aquellos arroyos que se encuentran en cuencas prístinas. A su vez, a partir de los resultados obtenidos en el Capítulo 1 se pudo constatar que las cuencas que sufrieron una mayor degradación físico-química del agua son aquellas que presentan un nivel medio de agricultura, lo cual fue asociado a la presencia de ganado en dichas cuencas. El efecto de la actividad ganadera sobre estos ecosistemas, si bien no fue abarcado en este estudio, es sumamente relevante y es necesario incluir su evaluación en futuros trabajos para cuantificar su impacto real sobre estos sistemas.

Las alteraciones físico-químicas del agua se traducen en alteraciones que pueden sufrir las comunidades biológicas que viven en estos ecosistemas, reaccionando de diversas maneras frente a distintos tipos de contaminación o disturbios. Ejemplo de esto es el cambio en el número de especies presentes en la comunidad, cambios en el número de individuos presentes en cada especie (cambios en las especies dominantes), y cambios en el número total de organismos. Sin embargo, es difícil establecer una relación simple o lineal entre estos atributos ecológicos de las comunidades algales pertenecientes al perifiton y la contaminación del agua, debido a que dichas comunidades se encuentran en gran medida influenciadas por factores no relacionados a la calidad del agua. Esto hace que su aplicación como bioindicadores deba hacerse de manera cuidadosa. Como se ha expuesto en el Capítulo 2, el tipo de sedimento, velocidad de corriente, turbidez y nutrientes definirían el potencial para el desarrollo de la biomasa de productores primarios del perifiton. Según los modelos utilizados en dicho capítulo para la biomasa total, las variables relacionadas a la calidad del agua explicarían aproximadamente el 34% de la variación en la biomasa autotrófica. Dentro de los nutrientes se predice una relación positiva entre la biomasa total de algas bentónicas y el NO_3 , mientras que para el PT se predice una relación inversa. Lo anterior es contrario a la concepción inicial de que el nutriente limitante para la producción primaria en sistemas límnicos es el fósforo. Sin embargo existen evidencia de que tanto el nitrógeno como el fósforo podrían ser nutrientes potencialmente limitantes para el desarrollo de biomasa perifítica en los ecosistemas lóticos, lo cual estaría influenciado por la historia de modificaciones antrópicas en las cuencas (Dodds *et al.*, 2002; Dodds & Smith, 2016).

Dentro del perifiton, la comunidad de diatomeas está compuesta por diversas especies que sufren efectos diferenciales frente a factores ambientales, lo que conduce a variaciones diferenciales de

la composición específica de la comunidad ante distintos disturbios (Kelly & Whitton, 1995). Los índices para evaluar la calidad del agua basados en la composición específica de diatomeas son una herramienta aplicada a nivel mundial, con fundamento en estos efectos diferenciales a nivel de especies. Los tres índices aplicados en el Capítulo 3 mostraron un buen ajuste, pudiendo relacionarse adecuadamente a la calidad de agua de los arroyos. Estos índices pueden superar los problemas relacionados a la influencia de factores locales mencionados anteriormente, debido a la existencia de distintas especies adaptadas diferencialmente a estos factores, pero que presentan una fuerte relación con las variables físico-químicas del agua. Así, el nicho ecológico de un taxón estaría determinado por una combinación de estos factores junto con la capacidad competitiva que presentan ante diferentes concentraciones de nutrientes (Kelly & Whitton, 1995). Esto lleva a que en distintos arroyos eutrofizados bajo condiciones de contaminación orgánica, puedan existir ensamblajes distintos de especies de diatomeas adaptadas a las condiciones locales de cada arroyo, pero todas estarán también adaptadas a vivir en dichas condiciones de contaminación. Por lo tanto, debido a la existencia de distintas especies adaptadas diferencialmente a distintos factores, es posible encontrar una relación entre la composición específica y la calidad del agua. Lo mismo sucede con la estacionalidad. Aunque el clima, especialmente la temperatura, puede tener una gran influencia en la estructura de la comunidad, los índices de diatomeas no están sujetos a una variación estacional marcada lo que permite que sean aplicables exitosamente durante todo el año (Kelly & Whitton, 1995).

Los resultados permitieron demostrar un gradiente de contaminación reflejado por la composición específica y la dominancia relativa de determinadas especies en distintos ambientes. Este gradiente se caracterizó por la dominancia de especies con altas preferencias por condiciones de bajos nutrientes como *A. minutissimum* y *E. sprechmannii*, dominantes en arroyos oligotróficos pertenecientes a cuencas con cobertura natural y asociados a buena calidad de agua. A su vez se encontraron especies asociadas a calidad de agua regular y especies con preferencias por condiciones de altas concentraciones nutrientes como *N. semirobusta*, *N. palea*, *N. amphibia*, *P. frequentissimum*, *S. nigri* y *A. pediculus*, las cuales se asociaron a condiciones de calidad del agua deteriorada y fueron dominantes en arroyos eutróficos e hipereutróficos, pertenecientes a cuencas agrícolas.

De esta manera, el presente estudio presenta evidencias de que las comunidades de diatomeas epilíticas reflejan la degradación ambiental del agua asociada a actividades humanas en estos sistemas fluviales, especialmente la eutrofización. Se concluye que los índices analizados en este estudio, basados en diatomeas como indicadores de calidad de agua, presentan un buen nivel de ajuste, y superan los problemas de interpretación debido a la influencia de otros factores como lo son las variaciones locales o factores relacionados a la estacionalidad o el clima. La aplicación de estos índices de diatomeas puede constituir una herramienta fundamental y de fácil aplicación para

el monitoreo de la calidad del agua de arroyos del país. Debido a que las diatomeas presentan alta sensibilidad y rápida respuesta ante cambios ambientales, la aplicación de estos índices se podría implementar para realizar alertas tempranas de aumentos en la contaminación de determinados sistemas, como también serían de gran utilidad para evaluar la evolución ante posibles planes de rehabilitación en sistemas contaminados.

AGRADECIMIENTOS

A mi tutor, Memo, por el apoyo en todos estos años, su acompañamiento académico y por estar siempre disponible, gracias!! A mi co-tutor, Felo, por sus aportes durante el proyecto y el manuscrito de la tesis.

A los compañeros de Limnología, en especial a los que estuvieron vinculados al proyecto y que participaron de los muestreos: Rafa, Iván, Patricia, Natalie, Manuel, Carmela.

A DINAMA, ya que esta tesis se realizó en el marco del proyecto “Evaluación ecológica de cursos de agua y biomonitorio en la Cuenca del Rio Negro”, financiado por DINAMA.

A la ANII y a la CAP por las becas de maestría.

A los integrantes del tribunal, Carla, Mariana y Dermot por sus comentarios y sugerencias.

A mi familia y amigos, por el apoyo siempre.

ANEXOS

Tabla 6 – Clasificación de los arroyos según categoría de uso dominante en la cuenca, y estado trófico (ET) según fósforo total (PT) y nitrógeno total (NT).

Arroyo	Uso dominante	ET (PT)	ET (NT)
3A2	Agrícola-forestal	M	M
3A3	Agrícola medio	M	H
A10	Natural	O	O
A4	Natural	O	O
B1	Natural	M	M
B10	Natural	O	E
B11	Agrícola intensivo	M	M
B13	Natural	M	O
B2	Forestal	M	M
C4	Forestal	O	M
C5	Natural	E	E
C6	Agrícola intensivo	M	E
C7	Agrícola-forestal	O	O
C8	Agrícola-forestal	O	O
D1	Forestal	O	O
D2	Natural	O	O
D3	Natural	M	M
D4	Forestal	M	M
EG2	Agrícola-forestal	H	M
EG4	Agrícola intensivo	E	E
EG6	Agrícola intensivo	E	E
EG7	Agrícola-forestal	H	H
F2	Agrícola-forestal	H	E
F6	Forestal	M	E
F8	Forestal	M	M
LP2	Natural	E	E
LP5	Forestal	M	M
LP6	Natural	M	M
LP9	Natural	M	E
M34	Agrícola medio	M	E
M35	Agrícola intensivo	E	E
M66	Natural	E	M
N2	Agrícola intensivo	E	H
P1	Agrícola medio	M	M
P4	Agrícola medio	M	M
PB1	Agrícola intensivo	E	E
PB6	Agrícola-forestal	M	E
Pd3	Agrícola intensivo	H	H
Pd4	Agrícola intensivo	M	M
Pd6	Agrícola intensivo	H	E

Pd7	Agrícola intensivo	M	E
Pr11	Agrícola medio	H	E
Pr2	Agrícola intensivo	E	E
Pr3	Agrícola intensivo	M	E
Pr5	Agrícola medio	M	E
R1	Agrícola-forestal	E	E
R2	Forestal	M	E
R3	Forestal	M	O
R6	Forestal	M	M
R7	Forestal	M	O
S12	Natural	M	M
S13	Natural	M	E
S14	Natural	O	E
S15	Natural	M	E
S16	Natural	M	E
S19	Natural	M	M
S2	Natural	O	M
S3	Natural	M	M
S5	Natural	E	E
S6	Natural	M	M
T1	Natural	M	O
T10	Natural	O	M
T2	Natural	O	O
T3	Natural	M	O
T4	Forestal	E	M
T5	Forestal	E	M
T7	Natural	M	O
T8	Natural	M	O
T9	Natural	O	O
V1	Agrícola medio	E	E
V11	Natural	M	O
V14	Natural	O	O
V15	Natural	M	O
V17	Natural	E	E
V2	Natural	E	E
V3	Natural	E	E
V6	Agrícola intensivo	E	M
V7	Agrícola medio	H	E
X1	Natural	H	E
X10	Natural	M	O
X11	Natural	O	E
X13	Natural	E	M
X14	Natural	E	M
X2	Natural	E	M
X3	Natural	E	E
X4	Natural	M	O
X5	Natural	O	O
X6	Natural	M	O

X8	Natural	M	O
X9	Natural	M	O
Y3	Natural	M	E
Y5	Agrícola medio	E	E

Tabla 7 – Máxima biomasa perfitica total por arroyo, y de de cianbacterias, algas verdes y diatomeas.

	Biomasa total ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)	Cianobacterias ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)	Algas verdes ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)	Diatomeas ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)
3A2	7.01	0.84	4.7	1.47
3A3	4.01	1.68	0	2.33
A10	4.12	0	4.12	0
A4	2.45	1.62	0.59	0.24
B1	1.26	0.75	0	0.51
B10	5.61	0.58	0	5.03
B11	1.9	1.19	0.14	0.57
B13	2.42	1.24	0	1.18
B2	4.17	0.99	1.05	2.13
C4	3.16	2.03	0	1.13
C5	2.18	0.25	0	1.93
C6	2.11	1.32	0.14	0.65
C7	5.29	4.65	0	0.64
C8	5.29	3.03	0	2.26
D1	2.11	1.11	0.31	0.69
D2	2.22	0.1	2.06	0.06
D3	3.19	0.34	0	2.85
D4	1.23	0.69	0	0.54
EG2	15.5	0	14.51	0.99
EG4	14.06	0.05	11.12	2.89
EG6	3.82	2.11	0	1.71
EG7	10.61	0.24	8.99	1.38
F2	3.03	1.74	0	1.29
F6	5.57	0.93	0	4.64
F8	4.09	3.56	0	0.53
Lp2	3.83	0.55	2.36	0.92
Lp5	3.27	0.22	2.92	0.13
Lp6	6.81	0.49	6.32	0
Lp9	1.04	0.7	0.13	0.21
M34	4.18	3.13	0	1.05
M35	3.05	0.82	0.2	2.03
M66	1.98	1.52	0.21	0.25
N2	8.16	3.63	0	4.53
P1	4.08	0.43	2.92	0.73
P4	4.2	0.61	2.13	1.46
PB1	6.34	0.64	2.55	3.15
PB6	7.51	4.01	0	3.5
Pd3	12.04	2.03	0	10.01
Pd4	3.19	2.02	0	1.17
Pd6	1.29	0.17	0.18	0.94

Pd7	10.01	3.75	0	6.26
Pr11	2.07	1.17	0	0.9
Pr2	2.99	1.71	0	1.28
Pr3	4.53	0.66	0	3.87
Pr5	2.78	0.57	1.61	0.6
R1	0.7	0.44	0	0.26
R2	2.37	0.49	0	1.88
R3	4.2	0.67	1.92	1.61
R6	1.95	1.55	0	0.4
R7	2.47	0.38	0	2.09
S12	2.31	0.66	0	1.65
S13	3.12	1.64	0	1.48
S14	3.54	0.6	0	2.94
S15	1.52	0.17	1.35	0
S16	5.91	3.17	0	2.74
S19	2.99	0.77	0	2.22
S2	7.07	0.88	0	6.19
S3	7.38	0.97	0	6.41
S5	4.06	2.94	0	1.12
S6	4.16	2.11	0	2.05
T1	2.41	1.12	0	1.29
T10	6.92	2.97	0	3.95
T2	13.56	0.67	0	12.89
T3	7.62	0.92	2.18	4.52
T4	0.58	0.13	0.01	0.44
T5	11.47	3.79	0	7.68
T7	7.69	4.52	0	3.17
T8	3.45	2.07	0	1.38
T9	11.95	4.35	0	7.6
V1	0.74	0.07	0.14	0.53
V11	3.83	1.16	0	2.67
V14	8.8	0.1	8.25	0.45
V15	1.14	0.75	0.24	0.15
V17	3.57	0.74	0	2.83
V2	2.14	0.2	1.39	0.55
V3	1.03	0.6	0.05	0.38
V6	2.01	0.36	0.52	1.13
V7	1.53	0.25	0	1.28
X1	4.18	3.24	0	0.94
X10	9.98	0.85	5.38	3.75
X11	3.58	1.72	1.48	0.38
X13	3.94	2.46	0	1.48
X14	2.52	1.1	0	1.42
X2	2.22	1.1	0	1.12
X3	6.13	2.93	0	3.2
X4	7.97	0.77	0	7.2
X5	7.12	0	0.76	6.36
X6	4.01	0.3	0	3.71

X8	13.74	1.25	4.69	7.8
X9	7.7	3.18	0	4.52
Y3	3.19	0.6	1.96	0.63
Y5	0.83	0.75	0.01	0.07

Tabla 8 – Riqueza específica de diatomeas epilíticas (S), índice de Simpson (D), Equitatividad (E), y valor de los índices diatomológicos TWQI, IDP y TDI por arroyo.

Arroyo	S	D	E	TWQI	IDP	TDI
3A2	20	0.17	0.30	3.18	2.74	3.10
A10	21	0.22	0.22	2.43	1.79	2.87
A4	17	0.26	0.22	3.47	1.81	2.25
C4	20	0.32	0.15	2.55	1.97	2.64
C5	20	0.13	0.39	2.64	1.98	3.84
C6	19	0.14	0.38	2.45	2.14	2.83
C7	18	0.23	0.24	1.97	2.61	2.94
D1	17	0.58	0.10	1.29	1.14	2.11
D2	13	0.21	0.36	1.85	1.49	2.55
F2	16	0.11	0.55	2.64	2.38	3.80
F6	9	0.15	0.75	2.83	2.40	2.78
LP5	18	0.11	0.50	2.91	2.70	4.28
M34	15	0.13	0.51	2.95	2.16	4.41
M35	11	0.32	0.28	2.81	1.82	3.47
N2	18	0.63	0.09	1.85	2.25	4.14
P1	21	0.23	0.21	2.43	2.12	3.84
PB1	20	0.25	0.20	3.36	2.50	4.65
Pd4	32	0.06	0.55	1.92	2.08	3.86
Pd7	15	0.21	0.32	2.39	2.28	4.22
Pr3	16	0.36	0.18	1.14	1.13	2.20
Pr5	15	0.59	0.11	1.66	1.51	2.73
S6	13	0.36	0.21	2.11	1.95	3.73
T10	14	0.23	0.31	1.48	1.46	2.41
T2	13	0.29	0.26	1.18	1.34	1.83
T3	16	0.53	0.12	1.28	1.15	2.30
T4	8	0.38	0.33	2.99	2.35	4.08
T5	17	0.18	0.33	3.01	2.74	3.10
V1	16	0.18	0.34	3.20	3.50	3.82
V11	24	0.09	0.45	2.23	1.93	3.26
V14	25	0.07	0.58	2.96	1.96	2.56
X5	14	0.29	0.24	1.23	1.22	2.78

BIBLIOGRAFÍA

- Ahearn, D.S.; Sheibley, R.W.; Dahlgren, R.A.; Anderson, M.; Johnson, J.; Tate, K.W. 2005. Land use and land cover influence on water quality in the last free-flowing river draining the western Sierra Nevada, California. *Journal of Hydrology* Vol. 313, 234:247 pp.
- Allan, J. 2004. Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* Vol. 35, 257:284 pp.
- Allan J. D. & Castillo M.M. 2007. *Stream Ecology. Structure and function of running waters*. Segunda edición. Springer. The Netherlands. 436 pp.
- APHA (American Public Health Association). 1995. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. APHA/AWWA/WPCF, Washington, D.C. 1268 pp.
- Arocena, R.; Chalar, G.; González, I.; García-Pesenti, P.; Piccardo, A.; Piccini, C.; Vernassa, T.; Sandes, P. & Castro, M. 2018. Evaluación ecológica de cursos de agua y biomonitorio en la Cuenca del Río Negro. Convenio MVOTMA (DINAMA) - Universidad de la Republica (Sección Limnología, Facultad de Ciencias). Informe técnico. 200 pp.
- Asai, K. 1996. Statistical classification of epilithic diatom species into three ecological groups relating to organic water pollution. (1) Method with coexistence index. *Diatom* 10:13–34.
- Atazadeh, I., M. Sharifi & M. G. Kelly. 2007. Evaluation of the trophic diatom index for assessing water quality in River Gharasou, western Iran. *Hydrobiologia* 589: 165–173.
- Bakker, M.M; Govers, G.; Kosmas, C.; Vanacker, V.; Oost, K. & Rounsevell, M. 2005. Soil erosion as a driver of land-use change. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 105:467-481.
- Battegazzore, M., A. Morisi, B. Gallino & S. Fenoglio, 2004. Environmental quality evaluation of alpine springs in NW Italy using benthic diatoms. *Diatom Research* 19: 149–165.
- Bellinger, B. J., C. Cocquyt & C. M. O'Reilly, 2006. Benthic diatoms as indicators of eutrophication in tropical streams. *Hydrobiologia* 573: 75–87.
- Bere, T. & Galizia Tundisi, J. 2011. The effects of substrate type on diatom-based multivariate water quality assessment in a tropical river (Monjolinho), São Carlos, SP, Brazil. *Water Air Soil Pollut*, 216: 391-409.
- Bere, T. y Tundisi, J.G., 2012. Applicability of the Pampean Diatom Index (PDI) to streams around São Carlos-SP, Brazil. En: *Ecological Indicators*, (861), pp.5.
- Besse-Lototskaya, A.; Verdonschot, P.; Coste, M & Van de Vijver, B. 2011. Evaluation of European diatom trophic indices. *Ecological Indicators* 11: 456:467.
- Blanco, S., Cejudo-Figueiras, C., Tudesque, L., B_ecares, E., Hoffmann, L. & Ector, L. 2012. Are diatom diversity indices reliable monitoring metrics? *Hydrobiologia* 695:199–206.
- Brazeiro, A.; Panario, D.; Soutullo, A.; Gutierrez, O.; Segura, A.; & Mai, P. 2012. Clasificación y delimitación de las eco-regiones de Uruguay. Informe Técnico. Convenio MGAP/PPR – Facultad de Ciencias/Vida Silvestre/ Sociedad Zoológica del Uruguay/CIEDUR. 40pp.
- Butcher, RW. 1947. Studies in the ecology of rivers. IV. The algae of organically enriched water. *J Ecol* 35:186–191.
- Butturini, A.; Sabater, S. & Romaní, A.N. 2009. La química de las Aguas. Los Nutrientes. Capítulo 7 en *Conceptos y Técnicas en Ecología Fluvial*. Sabater, S. & Elosegí, A. editores. Fundación BBVA.
- Cemagref. 1982. Etude des méthodes biologiques quantitative d'appréciation de la qualité des eaux: 1–218.

- Chalar, G.; Delbene, L.; González-Bergonzonia, I.; Arocena, R. 2012. Fish assemblage changes along a trophic gradient induced by agricultural activities (Santa Lucía, Uruguay). *Ecological Indicators*. Vol. 24, 582:588 pp.
- Chalar, G.; García-Pesenti, P.; Silva-Pablo, M.; Perdomo, C.; Olivero, V. & Arocena, R. 2017. Weighting the impacts to stream water quality in small basins devoted to forage crops, dairy and beef cow production. *Limnologia-Ecology and Management of Inland Waters*, 65: 76-84.
- Chambers, P.A., Meissner, R., Wrona, F.J., Rupp, H., Guhr, H., Seeger, J., Clup, J.M., Brua, R.B. 2006. Changes in nutrient loading in agricultural watershed and its effects on water quality and stream biota. *Hydrobiologia* 556:399–415.
- Chamixaes, C. 1991. Variacao temporal da biomassa, composicao de especies e produtividades das algas perifiticas relacionados com as condicoes ambientais de pequenos rios da bacia hidrografica do Ribeirao do Lobo (Itarapina-SP). Tese Doutorado, Universidade de Sao Paulo. 333 pp.
- Chessman, B. C., N. Bate, P. A. Gell & P. Newall. 2007. A diatom species index for bioassessment of Australian rivers. *Marine & Freshwater Research* 58: 542–557.
- Comité del Agua CORMA. 2015. El agua y las plantaciones forestales. Aporte al conocimiento de la gestión sustentable. Concepción, Chile.
- Conde, D; J. Gorga; M. Paradiso; J. Clemente; L. De León y G. Lacerot. 1999. Calidad de agua en el Embalse de Rincón del Bonete (Período 1994-1999). *Inf. Téc. Fac. Ciencias. Depto. Limnol.* 115p.
- Conde, D.; Arocena, R. & Rodríguez-Gallego, L. 2002. Recursos acuáticos superficiales de Uruguay: ambientes, algunas problemáticas y desafíos para la gestión (I y II) *AMBIOS III* Vol. 10, 5:9 y IV Vol. 11, 32:33 pp.
- Corrales, N. 2018. Efectos del glifosato en ecosistemas acuáticos: análisis experimental de las respuestas de la comunidad de diatomeas perifíticas (Laguna del Cisne, Canelones). Tesis de Maestría en Geociencias – PEDECIBA.
- Cremer H, Gore D, Hultsch N, Melles M. 2004. The diatom flora and limnology of lake in the Amery Oasis, East Antarctica. *Polar Biol* 27:513–531.
- da Silva-Lehmkuhl, A.; Tremarin, P. Vercellino, I. & Veiga Ludwig, T. 2019. Periphytic diatoms from an oligotrophic lentic system, Piraquara I reservoir, Paraná state, Brazil. *Biota Neotropica* 19(2): e20180568.
- Davidson, E.A. & Janssens, IA. 2006. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature*, 165-173.
- De La Fuente, E. & Suárez S.A. 2008. Agricultura y Problemas Ambientales. Asociación Argentina de Ecología. *Ecología Austral* 18:239-252.
- Dela-Cruz J, Pritchard T, Gordon G, Ajani P. 2006. The use of periphytic diatoms as a means of assessing impacts of point source inorganic nutrient pollution in south-eastern Australia. *Freshw Biol* 51:951–972.
- Dell'Uomo, A. 1996. Assessment of water quality of an Apennine river as a pilot study for diatom-based monitoring of Italian watercourses. In Whitton, B. A. & E. Rott (eds), *Studia Student. G.m.b.H.* 65–72.
- Descy, J. P. & M. Coste. 1991. A test of methods for assessing water quality based on diatoms. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 24: 2112–2116.
- Diaz-Quiros. C. & Rivera-Rondon, C. 2004. Diatomeas de pequeños ríos andinos y su utilización como indicadores de condiciones ambientales. *Caldasia*, 26(2), 381-394.

- Dodds, W.; Jones, J.; Welch, E. 1998. Suggested classification of stream types by chlorophyll, total nitrogen and phosphorus. *Wat. Res*, 32(5), 1455-1462.
- Dodds, W.; Smith, V. & Lohman, K. 2002. Nitrogen and phosphorous relationships to benthic algal biomass in temperate streams. *Aquat. Sci*, 59, 865-874.
- Dodds, W.K. 2007. Trophic state, eutrophication and nutrient criteria in streams. *Trends in Ecology and Evolution* Vol.22 No.12, 669:676 pp.
- Dodds, W.K. & Oakes, R.M. 2008. Headwater Influences on Downstream Water Quality. *Environmental Management*. 41:367–377.
- Duong, T. T., A. Feurtet-Mazel, M. Coste, D. K. Dang & A. Boudou. 2007. Dynamics of diatom colonization process in some rivers influenced by urban pollution (Hanoi, Vietnam). *Ecological Indicators* 7: 839–851.
- Elmhagen, B.; Eriksson, O.; & Lindborg, R. 2015. Implications of climate and land-use change for landscape processes, biodiversity, ecosystem services, and governance. *AMBIO*, 44, 1–5.4
- Eloranta, P. & J. Soininen. 2002. Ecological status of some Finnish rivers evaluated using benthic diatom communities. *Journal of Applied Phycology* 14: 1–7.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 2012. El Estado de los Recursos de Tierras y Aguas del Mundo para la Alimentación y la Agricultura. La gestión de los sistemas en situación de riesgo. Ediciones Mundi-Prensa.
- Faria, D. M., Guimarães, A. T. B., & Ludwig, T. A. V. (2013). Responses of periphytic diatoms to mechanical removal of *Pistia stratiotes* L. in a hypereutrophic subtropical reservoir: dynamics and tolerance. *Brazilian Journal of Biology*, 73(4), 681–689.
- Farley, K.; Pinheiro, G.; Palmer, S.; Jobbágy, E. & Jackson, R. 2008. Stream acidification and base cation losses with grassland afforestation. *Water Resources Research* 44: 1-11pp.
- Feddema, J.J. .2005. The importance of land-cover change in simulating future climates. *Science*. 310:1674-1678.
- Feio, M. J.; Almeida, S.; Craveiro, S. & Calado, A. 2009. A comparison between biotic indices and predictive models in stream water quality assessment based on benthic diatom communities. *Ecological indicators* 9:497:507 pp.
- Ferrari, G.; Kröger, A. & Torrendell, M. 2019. Calidad de agua de los tributarios de la Laguna del Sauce, Maldonado, Uruguay, en base al índice Diatomológico Pampeano (IDP). *INNOTEC* N°18, 13-35pp.
- Freeman, M.C., Pringle, C.M., Jackson, C.R. 2007. Hydrologic connectivity and the contribution of stream headwaters to ecological integrity at regional scales. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 43:5–14.
- García-Esteves, J.; Ludwig, W.; Kerherve´, P.; Probst, J.L. & Lespinas, F. 2007. Predicting the impact of land use on the major element and nutrient fluxes in coastal Mediterranean rivers: The case of the Te`t River (Southern France). *Applied Geochemistry* Vol. 22, 230:248 pp.
- García-Rodríguez, F.; Bate, G.C.; Smailes, P.; Adams, J.B. & Metzeltin, D. 2007. Multivariate analysis of the dominant and sub-dominant epipellic diatoms and water quality data from South African rivers. *Water SA*, 33: 653-658.
- Gell P, Bulpin S, Wallbrink P, Hancock G, Bickford S. 2005. Tareena Billagong—apalaeolimnological history of an ever-changing wetland, chowilla floodplain, lower murrayDarling Basin, Australia. *Mar Freshw Res* 56: 441–56.
- Goma, J., F. Rimet, J. Cambra, L. Hoffmann & L. Ector. 2005. Diatom communities and water quality assessment in Mountain Rivers of the upper Segre basin (La Cerdanya, Oriental Pyrenees). *Hydrobiologia* 551: 209–225.

- Gómez, N. & Cochero, N. 2013. Un índice para evaluar la calidad del hábitat en la Franja Costera Sur del Río de la Plata y su vinculación con otros indicadores ambientales. *Ecología Austral* 23:18-26.
- Gómez, N. & Licursi, M. 2001. The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology* N°35, 173-181pp.
- Heimann, M. & Reichstein, M. 2008. Terrestrial ecosystem carbon dynamics and climate feedbacks. *Nature* 451: 289-292.
- Hofmann, G.; Werum, M. & Lange-Bertalot, H. 2013. Diatomeen im Süßwasser - Benthos von Mitteleuropa. Koeltz Scientific Books.
- Holt, E.A. & Miller, S.W. 2010. Bioindicators: Using organisms to measure environmental impacts. *Nature Education Knowledge* Vol. 3 No.108 pp.
- Horner, R., Welch, E., Seeley, M. & Jacoby, J. 1990. Responses of periphyton to changes in current velocity, suspended sediment and phosphorus concentration. *Freshwater Biol.*, 24, 215-232.
- Istvánovics, V. 2009. Eutrophication of Lakes and Reservoirs. *Encyclopedia of Inland Waters*. 157-165.
- Jobbágy, E.; Vasallo, M.; Farley, K.; Piñeiro, G.; Garbulsky, M.; Noretto, M.; Jackson, R.B. & Paruelo, J. M. 2006. Forestación en pastizales: hacia una visión integral de sus oportunidades y costos ecológicos. *Agrociencia*, 2: 109 – 124 pp.
- Juttner, I., S. Sharma, B. M. Dahal, S. J. Ormerod, P. J. Chimonides & E. J. Cox. 2003. Diatoms as indicators of stream quality in the Kathmandu Valley and Middle Hills of Nepal and India. *Freshwater Biology* 48: 2065–2084.
- Kahlert, M. & McKie, B.G. 2014. Comparing new and conventional methods to estimate benthic algal biomass and composition in freshwaters. *Environmental Science Processes & Impacts*.
- Kalyoncu, H.; Cicek, N. L.; Akkoz, C. & Ozcelik, R. 2009. Epilithic diatoms from the Darioren stream (Isparta/Turkey): biotic indices and multivariate analysis. *Fresenius Environmental Bulletin* 18: 1236–1242.
- Kelly, M.G. & Whitton, B.A. 1995. The trophic diatom index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology* 7: 433–444.
- Kireta, A.; Reavie, E.; Sgro, G.; Angradi, T.; Bolgrienc, D.; Hill, B. & Jichac, T. 2012. Planktonic and periphytic diatoms as indicators of stress on great rivers of the United States: Testing water quality and disturbance models. *Ecological Indicators* 13: 222:231.
- Kolkwitz, R. & Marsson, M. 1908. Okologie der pflanzlichen Saprobien. *Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft* 26A:505–519.
- Krammer, K., & Lange-Bertalot, H. 1988. Bacillariophyceae. 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. In H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig, & D. Mollenhauer (Eds.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa* 2/2. Stuttgart - New York: Gustav Fischer Verlag.
- Larson, C., Adumatioge, L. & Passy, S. 2016. The number of limiting resources in the environment controls the temporal diversity patterns in the algal benthos. *Microb Ecol*, 72: 64–69.
- Lavoie, I., P. B. Hamilton, Y. K. Wang, P. J. Dillon & S. Campeau. 2009. A comparison of stream bioassessment in Quebec (Canada) using six European and North American diatom-based indices. *Nova Hedwigia* 35: 37–56.
- Lenoir, A. & M. Coste. 1996. Development of a practical diatom index of overall water quality applicable to the French National Water Board Network. In Whitton, B. A. & E. Rott (eds), *Institut für Botanik. Universität Innsbruck*: 29–43.

- Licursi, M. y Gómez, N., 2003. Aplicación de índices bióticos en la evaluación de la calidad del agua en sistemas lóticos de la llanura Pampeana argentina a partir del empleo de diatomeas. En: *Biología Acuática*, 21, pp.31-49.
- Lobo EA, Bes D, Tudesque L, Ector L .2004. Water quality assessment of the Pardino river, RS, Brazil, using epilithic diatom assemblages and faecal coliforms as biological indicators. *Vie et Milieu—Life Environ* 54: 115–125.
- Lobo, E. A., Wetzel, C .E., Ector, L., Katoh, K., Blanco, S. y Mayama, S., 2010. Response of epilithic diatom communities to environmental gradients in subtropical temperate Brazilian Rivers. En: *Limnetica.*, 29(2), pp.323-340.
- Lobo, E.; Schuch, M.; Heinrich, C.; da Costa, A.; Düpont, A.; Wetzel, C. & Ector, L. 2015. Development of the Trophic Water Quality Index (TWQI) for subtropical temperate Brazilian lotic systems. *EnvironMonitAssess* 187:354 pp.
- Lowe R.L. & Pan Y., 1996. Benthic algal communities as Biological Monitors. En: Stevenson R.J., Bothwell M.L. & Lowe R.L. (eds) *Algal Ecology. Freshwater Benthic Ecosystems*. 753 pp.
- Mestre, F.; Escudero, A. & Bonet, A. 2015. *Introducción al Análisis Espacial de Datos en Ecología y Ciencias Ambientales: Métodos y Aplicaciones*. Editorial DYKINSON, S.L. Madrid, España.
- Matson, P. A.; Parton, W. J.; Power, A. G.; Swift, M. J. 1997. Agricultural Intensification and Ecosystem Properties. *Science* 277:504-509.
- Maznah, W. O. W. & M. Mansor. 2002. Aquatic pollution assessment based on attached diatom communities in the Pinang River Basin, Malaysia. *Hydrobiologia* 487:229–241.
- Mazzeo, N.; Clemente, J.; García-Rodríguez, F.; Gorga, J.; Kruk, C.; Larrea, D.; Meerhoff, M.; Quintans, F.; Rodríguez-Gallego, L. & Scasso, F. 2002. Eutrofización: causas, consecuencias y manejo, p. 39-56. En A. Domínguez & R. Prieto [eds.], *Perfil Ambiental del Uruguay*. Nordan-Comunidad.
- McMahon, S. M. & Díez, J. M. 2007. Scale of association: hierarchical linear models and the measurement of ecological systems. *Ecology Letters* 10: 437-452.
- Mellios N.; Kofinas, D.; Lapidou, C. & Papadimitriou, T. 2015. Mathematical Modeling of Trophic State and Nutrient Flows of Lake Karla using the PCLake Model. *Environ. Process.* 2(Suppl 1):S85–S100.
- Metzeltin, D. & Garcia-Rodríguez, F. 2012. *Las diatomeas uruguayas*. 2^{da} edición, Montevideo. DIRAC- Facultad de Ciencias. 1-208.
- MGAP. 2004. *Carta de erosión antrópica*. División suelos y aguas. Dirección Gerenal de Recursos Naturales Renovables.
- Montoya Moreno, Y. & Aguirre R, N. 2013. Estado del arte del conocimiento sobre perifiton en Colombia. *Revista Gestión y Ambiente*, 16(3), 91-117.
- Mullins, G. 2009. *Phosphorus: Agriculture and the environment*. Virginia Cooperative Extension. Publication 424-029.
- Munn, M.; Frey, J. & Tesoriero, A. 2010. The Influence of Nutrients and Physical Habitat in Regulating Algal Biomass in Agricultural Streams. *Environmental Management*, 45:603–615.
- MVOTMA-DINAGUA. 2014. *Aprovechamiento de los Recursos Hídricos*. Inventario 2012-2013, Uruguay.
- MVOTMA-DINAMA. 2011. *Monitoreo y evaluación de calidad de agua*. Plan para la Definición de una Línea de Base para el Río Negro División Evaluación de la Calidad Ambiental. Informe de Consultoría (Proyecto PNUD-URU/07/01).
- MVOTMA-DIMNAMA, 2018. *Calidad Ambiental de la Cuenca del Río Negro 2009-2017*. División Calidad Ambiental. Informe técnico.

- Newall, P. & C. J. Walsh. 2005. Response of epilithic diatom assemblages to urbanization influences. *Hydrobiologia* 532: 53–67.
- Newbold J. D., Elwood J. W., O'Neill R. V. & Sheldon A. L. 1983. Phosphorus Dynamics in a Woodland Stream Ecosystem: A Study of Nutrient Spiralling. *Ecology* 64:1249-1265.
- OECD, 1982. Eutrophication of Waters: Monitoring, Assessment and Control. OECD, Technical Report, Paris, 154 pp.
- Oesterheld, M. 2008. Impacto de la agricultura sobre los ecosistemas. Fundamentos ecológicos y problemas más relevantes. *Asociación Argentina de Ecología. Ecología Austral* 18:337-346.
- OHIO-EPA. 2009. Field Evaluation Manual.
- Olszyński, R.; Szczepocka, E. & Żelazna-Wieczorek, J. 2019. Critical multi-stranded approach for determining the ecological values of diatoms in unique aquatic ecosystems of anthropogenic origin. *PeerJ*, 5;7:e8117.
- Omernik, JM. 1995. Ecoregions: A spatial framework for environmental management. Chapter in: *Biological Assessment and Criteria: Tools for Water Resource Planning and Decision Making*. Wayne, S. Davis and Thomas Simon, editors. Lewis Publishers. CRC Press, Boca, Raton, Florida. 16pp.
- Patrick R. 1949. A proposed biological measure of stream conditions based on a survey of the Conestoga basin, Lancaster County, Pennsylvania. *Proc Acad Nat Sci Philadelphia* 101: 277–341.
- Patrick R, Hohn MH, Wallace JH. 1954. A new method for determining the pattern of the diatom flora. *Notulae Naturae*, No 259.
- Patrick R, Strawbridge D. 1963. Variation in the structure of natural diatom communities. *Am Nat* 97: 51–57.
- Perdomo, C. H. 2009. Clasificación de suelos del Uruguay, actualización. Departamento de Suelos y Agua, Facultad de Agronomía, Universidad de la República.
- Pinilla, G. 1998. Indicadores biológicos en ecosistemas acuáticos continentales de Colombia. Centro de investigaciones científicas. Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano.
- Prygiel J. 2002. Management of the diatom monitoring networks in France. *J Appl Phycol* 14:19–26.
- Rodrigues, E.; Zorzal-Almeida, S. & Bicudo, D. 2018. Surface sediment and phytoplankton diatoms across a trophic gradient in tropical reservoirs: new records for Brazil and São Paulo State. *Hoehnea* 45(1): 69-92.
- Rodríguez-Echeverry, J. 2018. Impact of land-use change on biodiversity and ecosystem services in the Chilean temperate forests. *Landscape Ecology*. 33:439-453.
- Roldán, G. & Ramírez, J. 2008. *Fundamentos de limnología neotropical*. Segunda Edición. Editorial Universidad de Antioquia. Medellín.
- Rott, E., G. Hofmann, K. Pall, P. Pfister & E. Pipp. 1997. Indikationslisten für Aufwuchsalgen Teil 1: Saprobienindikation. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien, Austria: 1–73.
- Rott E, Pipp E, Pfister P, Van Dam H, Ortler K, Binder N, Pall K. 1998. Indikationslisten für aufwuchsalgen in Österreichischen fließgewässern. Teil 2: Trophieindikation. Arbeitsgruppe Hydrobotanik, Institut für Botanik, Universität Innsbruck, Austria, 1–248.
- Round FE, Crawford RM and Mann DG. 1990. *The diatoms: biology and morphology of the genera*. Cambridge University Press. 1-747.

- Rumeau, A. & M. Coste. 1988. Initiation a` la systematique des diatome'es d'eau douce pour l'utilisation pratique d'un indice diatomique ge'ne'rique. Bulletin Franc_ais de la Pe^che et de la Pisciculture 309: 1–69.
- Rusanov, A., Stanislavskaya, E. & Ács, E. 2012. Periphytic algal assemblages along environmental gradients in the rivers of the Lake Ladoga basin, Northwestern Russia: implication for the water quality assessment. *Hydrobiologia*, 695, 305-327.
- Sabater, S. & Elozegi, A. 2009. Conceptos y Técnicas en Ecología Fluvial. Fundación BBVA.
- Serra, S.; Bessonart, J.; Teixeira de Mello, F.; Duarte, D.; Malabarba, L. & Loureiro, M. 2014. Peces del Río Negro. Montevideo: MGAP-DINARA, 2014. 208 p.
- Schiefele, S. & F. Kohmann. 1993. Bioindikation der Trophie in Fliessgewässern. In Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt. Naturschutz und Reaktorsicherheit, Germany: 1–211.
- Scott, E. & Doyle, M. 2006. Nutrient spiraling in streams and river networks. *Journal of Geophysical Research*, 111:1-13.
- Smith, V.H. & Schindler, D.W., 2009. Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology and Evolution* Vol. 24, 201:207 pp.
- Smol J.P., 1992. Paleolimnology: an important tool for effective ecosystem management. *J. Aquat. Eco. Health*. 1:49-58.
- Soininen J, Kononen K. 2004. Comparative study of monitoring South Finnish rivers and streams using macroinvertebrate and benthic diatom community structure. *Aquat Ecol* 38: 63–75.
- Soininen, J. 2007. Environmental and Spatial Control of Freshwater Diatoms - A Review. *Diatom Research*, 22 (2): 473-490.
- StatSoft, Inc. 2011. STATISTICA (data analysis software system), version 10. www.statsoft.com.
- Stevenson RJ & Pan Y. 1999. Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms. In: Stoermer EF, Smol JP (eds) *The diatoms: applications for the environmental and earth sciences*. Cambridge University Press, Cambridge, 11–40.
- Stevenson, R. & Bahls, L. 1999. Chapter 6. En: *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish* Barbour. Eds.: M.T., J. Gerritsen, B.D. Snyder & J.B. Stribling. Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S.Environmental Protection Agency; Office of Water. Washington, D.C.
- Strahler, AN. 1964. Quantitative geomorphology of drainage basins and channel networks, section 4-II, en *Handbook of Applied Hydrology*. Editor: Chow, VT. McGraw-Hill, New York. 4:39, 4:76 pp.
- Strayer, D.L., Beighley, R.E., Thompson, L.C., Brooks, S., Nilsson, C., Pinay, G., Naiman, R.J. 2003. Effects of land cover on stream ecosystems: roles of empirical models and scaling issues. *Ecosystems* 6:407–423.
- Stoermer, E. & Smol, J. 2004. *The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Science*. Cambridge University Press.
- Spaulding, S.A.; Bishop, I.W.; Edlund, M.B.; Lee, S.; Furey, P.; Jovanovska, E. & Potapova, M. 2019. *Diatoms of North America*. <https://diatoms.org/>
- Splinter, DK.; Dauwalter, DC.; Marston, RA. & Fisher, WL. 2010. Ecoregions and stream morphology in eastern Oklahoma. *Geomorphology* 122, 117:128 pp.
- Symoens, J.J.; Kusel-Fetzmann, E. & Descy, J.P. 1988. Algal communities of continental waters. En: Symoens, J.J. (ed.). *Vegetation of inland waters*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. Printed in the Netherlands. 400 p.

- Szczepocka, E. & B. Szulc. 2009. The use of benthic diatoms in estimating water quality of variously polluted rivers. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 38: 17–26.
- Taylor JC. 2007. The application and testing of diatom-based indices in the Vaal and Wilge Rivers, South Africa. *Water SA* 33(1): 51–60.
- Torrise, M. & A. Dell'Uomo. 2006. Biological monitoring of some Apennine rivers (central Italy) using the diatom-based Eutrophication/Pollution Index (EPI-D) compared to other European diatom indices. *Diatom Research* 21: 159–174.
- Tsegaye, B. 2019. Effect of Land Use and Land Cover Changes on Soil Erosion in Ethiopia. *Agricultural Science and Food Technology*. 5(1):026-034.
- UNESCO-WHO-UNEP, 1996. *Water Quality Assessments*. Chapman & Hall, Cambridge. 613 pp.
- Van Hemelryck, H.; Fiener, P. Van Oos, K. & Govers, G. 2009. The effect of soil redistribution on soil organic carbon: an experimental study. *Biogeosciences Discuss.* 6:5031-5071.
- Venkatachalapathy, R. & Karthikeyan, P. 2015. Capitulo 28, Application of Diatom-Based Indices for Monitoring Environmental Quality of Riverine Ecosystems: A Review. In *Environmental Management of River Basin Ecosystems*, Springer Earth System Sciences, Mu. Ramkumar et al. (eds.).
- Vilmi, A.; Karjalainen, S.M.; Landeiro, V.L. & Heino, J. 2015. Freshwater diatoms as environmental indicators: evaluating the effects of eutrophication using species morphology and biological indices. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187:243 pp.
- Vitousek, P. M.; Mooney, H. A. ; Lubchenco, J.; Melillo, J. M. 1997. Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science* 277:494-499.
- Walsh, G. & V. Wepener. 2009. The influence of land use on water quality and diatom community structures in urban and agriculturally stressed rivers. *Water SA* 35: 579–594.
- Wang YK, Stevenson RJ, Metzmeier L. 2005. Development and evaluation of a diatom-based index of biotic integrity for the interior Plateau ecoregion, USA. *J North Am Benthol Soc* 24: 990–1008.
- Watanabe, T., K. Asai & A. Houki. 1986. Numerical estimation to organic pollution of flowing water by using the epilithic diatom assemblage – diatom assemblage index (DAIpo). *The Science of the Total Environment* 55: 209–218.
- Wetzel, R.G. 2001. *Limnología*. Ediciones Omega, S. A., Barcelona.
- Winter, J. & Duthie, H. 2000. Epilithic diatoms as indicators of stream total N and P concentration. *Journal of the North American Benthological Society*, 19 (1), 32-49.
- Wu JT. 1999. A generic index of diatom assemblages as bioindicator of pollution in the Keelung River of Taiwan. *Hydrobiologia* 397: 79–87.
- Yu, H.; Lin, Y. & Wang, C. 2011. Monitoring and estimating scale-dependent hierarchical relationships between *Sicyopterus japonicus* density and stream habitat features in different seasons in northern Taiwan. *Environ Monit Assess* 182:171–186.
- Zelazna-Wieczorek, J. & M. Ziulkiewicz. 2009. Using benthic diatoms in the assessment of spring water quality in suburban areas. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 38: 121–131.
- Zelinka M, Marvan P. 1961. Zur Proazisierung der biologischen Klassifikation des Reinheit fließender Gewässer. *Archiv für Hydrobiologie* 57: 389–407.
- Ziller, S. & B. Montesanto. 2004. Phytobenthos (diatoms) and Water Frame Directive implementation: the case of two Mediterranean rivers in Greece. *Fresenius Environmental Bulletin* 13: 128–138.

