

UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA
FACULTAD DE CIENCIAS – CURE, MALDONADO

Tesis presentada para obtener el Título de Licenciado en Ciencias Biológicas

Análisis espacio-temporal de las propiedades físico-químicas
en la red de tributarios de la cuenca de Laguna del Sauce
(Maldonado) y su relación con controles naturales y de origen
antrópico.

Autora: Paula Levrini

Orientador: Dr. Néstor Mazzeo

Coorientador: MSc. Ismael Díaz

Maldonado - Uruguay

Noviembre del 2017

ÍNDICE

RESUMEN.....	4
INTRODUCCIÓN	5
Problemática de calidad de agua y su vinculación con las transformaciones del uso del suelo.....	5
Dinámica de nutrientes a nivel de cuenca	7
Problemática de la calidad del agua asociada al incremento de nutrientes.....	8
Problemática en la cuenca de Laguna del Sauce.....	10
Objetivo general	11
Objetivos específicos	11
Hipótesis	12
METODOLOGÍA.....	12
Área de estudio	12
Estrategia de investigación.....	15
Adquisición de la información de los parámetros de calidad de agua.....	16
Atributos de la cuenca.....	17
Análisis de datos y validación del modelo.....	19
RESULTADOS.....	22
Parámetros de calidad de agua	22
Atributos de las microcuencas de drenaje	27
Relaciones entre los parámetros de calidad del agua y los atributos de las microcuencas	32
❖ Calidad de agua y tamaño, orden y red de drenaje	32
❖ Calidad de agua y estado de conservación de zona riparia.....	34
❖ Calidad de agua y pendientes.....	35
❖ Calidad de agua y tipo de suelo.....	35
❖ Calidad de agua y coberturas del suelo.....	36
Modelación de los aportes de NT y PT en los tributarios de la cuenca.....	38
❖ Modelación de los aportes de NT.....	40
❖ Modelación de los aportes de PT	42
DISCUSIÓN	45
Particularidades de la cuenca del Laguna del Sauce	45
Importancia de los controles en la distribución espacial de la concentración de NT y PT	48
Consideraciones finales.....	53
BIBLIOGRAFÍA	54

RESUMEN

El aporte externo de nutrientes a los sistemas acuáticos y sus consecuencias en la calidad del agua constituyen una de las principales problemáticas ambientales a nivel global, afectando el suministro de agua potable y otros servicios ecosistémicos claves. El aporte externo está condicionado por diversas características de la cuenca hidrográfica, tanto estructurales (geología, geomorfología, tipo de suelos, entre otros) como por los usos antrópicos (cultivos, forestación, ganadería, centros urbanos, entre otros). La cuenca estudiada, Laguna del Sauce (Maldonado, Uruguay, sistema eutrófico destinado al suministro de agua potable), presenta un complejo mosaico en cuanto a sus coberturas, constituida por urbanizaciones, cultivos y zonas inundables en las partes bajas y planas de la cuenca; monte nativo, pastizales, forestaciones de *Eucalyptus* y en las partes más altas y de serranías. Además, la ganadería ocupa un rol importante en los usos del suelo. El objetivo del presente trabajo fue analizar la variación espacial de la concentración de nitrógeno y fósforo (totales e inorgánicos disueltos) en la red de tributarios en dos períodos contrastantes (invierno-primavera y verano-otoño). Además, se analizaron las relaciones entre los patrones espaciales y temporales de nitrógeno y fósforo observados con las variables estructurales y de uso de 117 microcuencas, integrando la información en un Sistema de Información Geográfica y recurriendo a aproximaciones estadísticas uni y multivariadas. Los resultados indican una importante heterogeneidad espacial de las fracciones totales e inorgánicas disueltas de nutrientes en los dos períodos estudiados. Los coeficientes de variación promedio entre los dos períodos para fósforo y nitrógeno total fueron 163.4 y 62.2%, respectivamente. Los cursos de agua en microcuencas con predominancia de suelos superficiales y de textura liviana se asocian a bajas concentraciones nitrógeno y fósforo. En cambio, aquellas microcuencas con predominancia a suelos profundos y de textura media presentaron elevada carga. Se detectó que los cursos de agua donde existe buen estado de desarrollo de la vegetación riparia, monte nativo, y pastizal natural presentaron menores concentraciones de todas las formas fosforadas y nitrogenadas analizadas. Sin embargo, aquellos asociados a cultivos, áreas urbanas y áreas inundables presentaron mayores concentraciones. Las relaciones indicadas fueron observadas en ambos períodos estudiados, siendo más acentuadas en el período verano-otoño. La variación espacial y temporal de nitrógeno y fósforo en la red de tributarios se asocia a la interacción entre factores naturales y de origen antrópico. La información generada aporta al diseño de estrategias de rehabilitación de Laguna del Sauce, así como al Ordenamiento Territorial de su cuenca.

Palabras claves: eutrofización, cuenca hidrográfica, aporte externo de nutrientes

INTRODUCCIÓN

Problemática de calidad de agua y su vinculación con las transformaciones del uso del suelo

La disponibilidad de agua dulce tiene gran influencia en el desarrollo de las sociedades humanas, actualmente agua limpia suficiente y hábitats acuáticos saludables han llegado a ser recursos naturales escasos (Parra, 2009). Sólo el 2,5% del agua de la hidrosfera (es agua dulce y el 0,26% del agua dulce líquida se encuentra en lagos, embalses y ríos (Carpenter et al, 2011).

Se estima que un tercio de la población mundial vive en países que experimentan tensiones, medianas a elevadas, vinculadas al acceso al agua. Un quinto de la población mundial no tiene acceso al agua potable segura, principalmente en los sectores más pobres de los países subdesarrollados (Agarwal et al, 2000). En estos países, la disponibilidad de agua y las condiciones sanitarias en áreas rurales y urbanas representan uno de los desafíos más serios, generando un interés creciente por la protección de fuentes de agua y sistemas de suministro adecuados para consumo humano y para la agricultura (Achkar et al, 2004; Flora et al, 2004; Caire, 2008).

Las transformaciones en el uso del suelo y los impactos en los intercambios entre los sistemas terrestres y acuáticos generan diversas presiones que afectan directa e indirectamente la calidad del agua, particularmente el aporte de nutrientes limitantes como el fósforo y el nitrógeno (Moss, 2007). En este contexto, es importante tener en cuenta la expansión de la agricultura y la intensificación productiva de las últimas décadas (De la Fuente et al, 2008). Entre 1961 y 2009, la superficie agrícola mundial creció un 12%, pero la producción agrícola aumentó un 150%, gracias al incremento significativo de los rendimientos de cultivos (FAO, 2011). En América Latina, la producción agropecuaria aumentó más del 50% en el período de 2000 a 2012.

Uruguay sigue el patrón regional en lo que refiere a la tendencia de transformación de la cobertura y uso de la tierra (García Préchac et al, 2010). Se ubica dentro del bioma Pastizales del Río de la Plata, los cuales están inmersos en un gran proceso de cambios en el uso del suelo asociados a la expansión e intensificación de la producción agropecuaria y a expensas de pérdida de áreas de pastizales. Según Baeza (2016), los pastizales templados son el bioma con mayor riesgo de conservación debido a dos factores, tienen uno de los porcentajes más altos de hábitats transformados y poseen el menor porcentaje de superficie protegida de todos los biomas de la tierra. La disminución del estado de conservación de los pastizales, incluida la calidad de los suelos, se

ha asociado principalmente a la evolución histórica de la ganadería y la agricultura (Panario y Bidegain, 1997; Altesor et al, 2006). Estos progresivamente se han transformado desde agricultura y ganadería extensiva de baja productividad (por unidad de superficie) a principios del siglo XX, hacia sistemas más tecnificados, con sistemas de rotación agrícolas ganaderos integrados, lo que permitió mejorar los rendimientos por unidad de superficie y mantener la capacidad productiva de los suelos (Achkar et al, 1999). En los últimos años esta co-evolución presentó una nueva transformación importante, con un aumento significativo de la productividad resultante de la especialización productiva. Los esquemas productivos agrícolas se adecuan a un paquete tecnológico simplificado y de alta productividad, integrado por cultivos transgénicos, siembra directa, mayor uso de fertilizantes y plaguicidas y agricultura de precisión. Estos rumbos de la co-evolución del sistema agrícola-ganadero han generado impactos negativos en el ambiente, ya que implican un uso creciente de insumos potencialmente contaminantes como cultivos transgénicos, fertilizantes, bioicidas, alimentos concentrados, combustibles fósiles, entre los principales (García Préchac et a, 2010).

Los agroquímicos migran hacia aguas superficiales y subterráneas por lo que el nivel y duración de este impacto va a estar directamente relacionado con la sensibilidad, vulnerabilidad y resiliencia sistémica (Willis, 1982; Brady y Weil, 1996). Las malas prácticas ejercidas a lo largo de la historia como la sobrefertilización, la aplicación y acumulación de fertilizantes sobre la superficie del suelo vinculada a la siembra directa y el aumento de la compactación de los estratos superiores del suelo traen consigo una mayor exportación de fósforo desde los sistemas terrestres a los acuáticos.

En las últimas décadas, este proceso generalizado de alteración se ha incrementado principalmente con el avance de la soja y la forestación (GEO Uruguay, 2008; Ceroni, 2013), sumándose a los problemas históricos de erosión del suelo y sobrecarga de ganado en pastizales. Los cambios recientes determinan que el Uruguay rural presente no solo importantes cambios en su matriz productiva y en los sistemas tecnológicos utilizados, también en el régimen de tenencia de la tierra, utilizando no solo suelos pertenecientes al área agrícola tradicional, en particular suelos con restricciones para la agricultura, más susceptibles a la erosión y degradación (Pérez Bidegain, 2010).

Por otra parte, el sistema ganadero ha sufrido también grandes transformaciones, en la década de 1990 predominaba el sistema ganadero pastoril ocupando el 92% de la superficie agropecuaria del país, basado en campo natural (80%) (GEO Uruguay, 2008). El impacto que genera el acceso del ganado a los cursos de agua puede ser muy relevante, aun siendo cargas bajas, debido a que altera la dinámica del fósforo mediante la erosión que generan en los márgenes por el pisoteo y la excreta directa al curso, lo que favorecen además el predominio de la fracción disuelta en el total de fósforo (Goyenola, 2016). Por otra parte, el desarrollo de nuevos sistemas intensivos de producción animal ha contribuido al incremento de la superficie de praderas

artificiales en detrimento del campo natural (Saavedra, 2011; Waller, 2011) y a la incorporación de sistemas ganaderos intensivos, mediante pasturas mejoradas, concentrados y feedlot (Rava et al, 2011). La forestación, por su parte, contribuyó a una fuerte expansión e impulsó la producción industrial de madera, principalmente con especies exóticas de rápido crecimiento (*Eucalyptus* spp. y *Pinus* spp.). La superficie forestada pasó de ocupar 45.000 ha en 1990 a más de 950.000 ha en el año 2007 promovida a partir de la Ley Forestal Nº15.939 de 1987 (GEO Uruguay, 2008; MGAP DIEA, 2012).

En resumen, en los últimos 20 años aumentó la intensidad en el uso de la tierra en nuestro país con el fin de satisfacer el incremento de la demanda de commodities por parte del mercado internacional (GEO Uruguay, 2008; García Préchac et al, 2010; Achkar et al, 2014). A pesar del beneficio económico que brindan estas nuevas formas de producción al país, los cambios que generan en el uso de la tierra incrementan los impactos negativos en diversos ecosistemas (Matson et al, 1997; Lapitz et al, 2004; Achkar et al, 2006), como la erosión, la evolución de la fertilidad de los suelos; generando a su vez contaminación de aguas por agroquímicos y sus derivados; pérdida de especies nativas de la flora y fauna asociados a praderas naturales, bañados, monte nativo, entre otros (Fearnside, 2001; Lapitz et al, 2004; Delgado et al, 2006).

Dinámica de nutrientes a nivel de cuenca

Una cuenca hidrográfica es definida como aquella parte del territorio delimitado por las zonas de escurrimiento del agua superficial que convergen hacia un mismo cauce o laguna. Los aportes de nutrientes desde la cuenca hidrográfica hacia los cuerpos de agua se encuentran condicionados por diferentes características, tanto estructurales (geología, geomorfología, entre otros), como por los usos antrópicos que esta presenta (cultivos, forestación, ganadería, entre otros) (Carpenter et al, 1998). Dichos aportes pueden categorizarse en: puntuales, cuando el aporte de nutrientes es cuantificable e identificable, por ejemplo efluentes domésticos o industriales; difusos; cuando la entrada de nutrientes no puede identificarse, ni cuantificarse claramente, como ser usos de fertilizantes en agricultura, excretas de ganado ya sea ganadería extensiva o establecimientos de cría intensiva o tambos (Vighi, 1989).

Tanto los factores estructurales de la cuenca (geología, geomorfología, pulsos de inundación/ precipitaciones), así como los usos del suelo (coberturas de vegetación, usos del suelo, erosión, conservación del monte ripario) determinan la concentración de nutrientes que ingresa desde los sistemas terrestres a los sistemas acuáticos (Webster et al, 1992). Un factor importante que afecta la exportación de nutrientes desde la cuenca hacia los sistemas acuáticos es la intensidad en uso del suelo, es decir que los usos con mayor intensidad generan los mayores volúmenes de exportación (Díaz, 2013). Las descargas de contaminantes desde las zonas agrícolas se

caracterizan por ser difusas, con un ingreso no constante en el tiempo y en el espacio, determinados por procesos como lixiviación, erosión, escorrentía superficial y subsuperficial (Di Guardo et al, 1994; Hernández, 2013).

La variabilidad climática e hidrológica son factores que afectan la dinámica temporal y la cantidad de pérdidas de nutrientes desde los sistemas terrestres a los sistemas acuáticos, en particular del fósforo (P) desde las tierras agrícolas (Goyenola et al, 2015). Los arroyos son sistemas abiertos con alta conectividad, por lo que la dinámica de nutrientes de los mismos es dependiente de la interacción entre la geología, la geomorfología, el uso antrópico del territorio y las características de la vegetación y del suelo, y el clima (Allan y Castillo, 2007). Los procesos biogeoquímicos que determinan el transporte de nutrientes desde los sistemas terrestres hacia los sistemas acuáticos en una cuenca son dependientes de los regímenes hidrológicos (Bormann y Likens, 1967). Por lo tanto, la variabilidad climática anual de las precipitaciones es una gran determinante de la concentración de nutrientes que ingresa al cuerpo de agua, siendo las zonas con mayores volúmenes de precipitación más susceptibles a recibir nutrientes de origen agrícola que aquellos donde hidrología es más estable. El transporte de nutrientes hacia los cuerpos de agua se da mediante “pulsos” discontinuos en intensidad y duración, dependiendo del régimen de precipitaciones y caudales (Haygarth et al, 1999; Cassidy y Jordan, 2011; Jarvie, 2002).

La vegetación riparia, por su parte, cumple funciones determinantes: aumentan la infiltración e incrementan la rugosidad de la superficie, reduciendo el volumen y la velocidad de la escorrentía; protegen las márgenes de los cursos de agua y los suelos riparios de la erosión; filtran las partículas sólidas absorbiendo los contaminantes y tomando los nutrientes relacionados con los sedimentos o los que se encuentran disueltos, antes de que lleguen al curso de agua (IAEA y CAMM, 2011). Es por ello por lo que su preservación es de suma importancia en la salud del sistema y la calidad de agua, brindando diferentes servicios ambientales (Karssies y Prosser, 1999; Mander et al, 2005). Por otra parte, se conoce que la mayoría de los arroyos y ríos presentan una clara variación horizontal de los perfiles de los márgenes. Estos son muy fuertes en las nacientes y menores aguas abajo, resultando en un perfil cóncavo longitudinal.

Problemática de la calidad del agua asociada al incremento de nutrientes

El aporte de nitrógeno y fósforo pueden generar cambios en la estructura y funcionamiento de los sistemas acuáticos, alterando la calidad del agua de los ecosistemas acuáticos continentales. Dicha alteración se puede dar de diversas maneras y manifestar directa o indirectamente, por ejemplo a través del proceso conocido como eutrofización (Rodríguez et al, 2010). Este puede definirse como el incremento de la concentración de

nutrientes y materia orgánica, tanto en sistemas lóticos como en sistemas lénticos. A pesar de que es un proceso natural puede verse acelerado por la actividad antrópica, lo que genera un considerable desbalance entre la capacidad de reciclaje del ambiente y acumulación de los mismos. El impacto de la eutrofización va a estar influenciado en gran medida de las características propias del sistema, como su morfología, hidrodinámica y disponibilidad lumínica. La eutrofización genera múltiples consecuencias, teniendo efecto directo o indirecto en distintas actividades humanas como la recreación, la pesca, la navegación, el consumo de agua potable (Schindler, 1998; Schindler et al, 2006).

Cuando las condiciones de luz y temperatura son favorables y hay un gran aporte de nutrientes, ocurren cambios en las características del sistema, en el que se observa un aumento de los productores primarios (fitoplancton y macrófitas). Dentro de los componentes del fitoplancton las cianobacterias ocupan un lugar clave en la producción primaria (Reynolds, 1984). Algunas tienen la capacidad de producir toxinas (neurotoxinas y hepatotoxinas) provocando cambios drásticos en la estructura de las comunidades acuáticas, disminuyendo la biodiversidad y la calidad del agua (Bonilla, 2009). En los sistemas lénticos, la descomposición de materia orgánica en el fondo puede generar anoxia en aquellos sistemas donde no hay mezcla completa, generando un ambiente reductor donde ocurren cambios en las formas de los compuestos, asociado a la desnitrificación, amonificación y liberación de fosfatos de los sedimentos (carga interna). Este último proceso de retroalimentación positiva es clave en la dinámica de reciclaje de nutrientes, liberándose hacia la columna de agua y manteniendo las condiciones de eutrofia por períodos prolongados (décadas) a pesar de que el control del aporte externo disminuya o se anule (Søndergaard et al, 2001, Gulati y van Donk, 2002).

La transformación de los ecosistemas y su repercusión en la sociedad puede ser gradual, donde existen períodos continuos de cambio y son predecibles. Sin embargo, en otras ocasiones, existen cambios bruscos, donde el futuro de la dinámica de los ecosistemas suele ser incierto por incompreensión e incertidumbre en su manejo. La evidencia actual establece que los cambios bruscos en los sistemas naturales se incrementan en frecuencia, duración y magnitud (Folke et al, 2005). Precisamente, la eutrofización tiene una dinámica temporal compleja, ya que los algunos sistemas pueden responder gradualmente a modificaciones de factores externos, otros pueden cambiar de forma no-lineal (o gradual) cuando las condiciones se aproximan a un nivel determinado, o pueden presentar más de un estado para un rango de condiciones similares (fenómeno conocido como histéresis) (Scheffer et al. 2001, Scheffer y Carpenter 2003, Schröder et al. 2005) La complejidad de la dinámica descrita condiciona un importante lapso entre el comienzo de la causa y la observación de la respuesta, lo que genera grandes desafíos para la comprensión del fenómeno y su gestión (Mazzeo et al, 2010).

Problemática en la cuenca de Laguna del Sauce

La cuenca de Laguna del Sauce se localiza enteramente en el departamento de Maldonado. Es un sistema somero y es la principal fuente de extracción de agua para consumo de agua potable del Departamento de Maldonado, único cuerpo de agua del país clasificado como Clase 1 por el Decreto 253/791. Abastece a una población fija de 140.000 habitantes, pero en temporada estival puede alcanzar al millón de personas aproximadamente producto de la actividad turística (OSE, 2013), una de las principales actividades económicas desarrollada en el departamento (GEO Uruguay, 2008; MINTUR, 2013). Su cuenca ha adquirido un gran valor inmobiliario en las últimas décadas y ha sido utilizada para emprendimientos de acuicultura (principalmente pejerrey *Odontesthes bonaerensis*) desde la primera mitad del siglo XX (Rodríguez et al, 2010).

El aumento de la población y de la urbanización, así como de diferentes actividades agropecuarias, ganaderas y turísticas, origina problemas en el suministro de agua potable y constituyen una presión creciente sobre el ecosistema y su capacidad de resiliencia (Steffen et al, 2010). En la actualidad, los niveles de nitrógeno y fósforo en la columna de agua y las cantidades de biomasa de fitoplancton permiten afirmar que Laguna del Sauce es un sistema eutrófico, donde se ha constatado un aumento de la presencia de floraciones fitoplanctónicas (microalgas y cianobacterias), las cuales se registran desde la década de 1960 (Mazzeo et al, 2010). Estudios más recientes, confirman que la Laguna del Sauce es un sistema eutrófico que se encuentra en un proceso acelerado de eutrofización a partir de los últimos cien años (Mazzeo et al, 2010). Los factores que contribuyeron significativamente a la intensificación del proceso de eutrofización son, por un lado, la construcción de una presa en la década de 1940, lo que aumentó los tiempos de residencia del agua y causó un incremento en las tasas de retención de nutrientes y una disminución en las tasas de pérdidas de biomasa algal fuera del sistema. Además, el aporte de nutrientes asociado al uso de fertilizantes, aportes de la ganadería y de asentamientos humanos ha sido retenido en gran medida en el sedimento, compartimento que funciona la mayor parte del tiempo como sumidero en las condiciones actuales (Steffen, 2011).

La incompatibilidad de las actividades antrópicas en la cuenca con el servicio ecosistémico prioritario para el cual es destinada la laguna se asocia al aumento en la intensidad y frecuencia de floraciones de algas microscópicas y/o cianobacterias, así como el crecimiento desmedido de plantas sumergidas (Steffen & Inda 2010). La sostenibilidad del suministro de agua potable en Laguna del Sauce depende de que se tomen adecuadas medidas de gestión a nivel de toda la cuenca (Goyenola et al, 2010). La capacidad de definir esas medidas deriva directamente de la generación de conocimiento sobre la estructura y el funcionamiento sistémico. Para ello, resulta necesario comprender la dinámica general del sistema, principales actividades humanas, variabilidad climática y eventos extremos, principales fuentes de aportes de nutrientes, los vínculos de estos factores con la dinámica espacial y temporal de la calidad del agua. Además, la generación de modelos

que permitan cuantificar los impactos esperables de cada actividad o medida pueden ser herramientas efectivas para identificar áreas críticas, temporalidad de los procesos, para evaluar la rentabilidad de las actividades productivas considerando externalidades y potenciales compromisos entre objetivos ambientales contrastantes (Bouraoui & Grizzetti, 2014). Sin embargo, las estrategias de modelación son altamente dependientes de la calidad de la información disponible, por lo que se presentan importantes dificultades para su implementación en donde no existen programas de monitoreo de calidad de agua consolidados y de larga duración. En este contexto, el desarrollo de modelos empíricos-correlacionales permitirá avanzar en la comprensión de los procesos y la dinámica del transporte de nutrientes. De esta forma, es posible definir indicadores apropiados y sistemas de monitoreo acordes a los procesos de gestión de largo plazo, a efectos de aportar información relevante en los procesos de toma de decisión en diferentes escalas espacio-temporales y que atienden diversas problemáticas (Crisci et al, 2017).

La complejidad que caracteriza el desafío de mantener en el tiempo los servicios ecosistémicos obliga a buscar soluciones innovadoras y diseñar instrumentos de gestión ambiental que puedan ser efectivos y económicamente eficientes (Tipacti et al, 2010). Para ello, se hace imprescindible identificar los usos actuales, tendenciales de la cuenca y sus efectos actuales y posibles impactos, a fin de proponer alternativas que promuevan una adecuada planificación de la cuenca que permita sostener en el tiempo el suministro de agua potable.

Objetivo general

- ❖ Comprender los controles que condicionan los niveles de nutrientes en la cuenca de Laguna del Sauce y sus implicancias en el ordenamiento territorial.

Objetivos específicos

- ❖ Analizar la concentración de nitrógeno y fósforo en sus formas particuladas e inorgánicas disueltas, en la red de tributarios de Laguna del Sauce y en dos períodos contrastantes de descarga (invierno-primavera y verano-otoño).
- ❖ Identificar las relaciones entre los patrones espaciales y temporales de nutrientes observados con los controles naturales y de origen antrópico asociados a cada microcuenca (tipo y uso de suelo, geomorfología, geología, entre otros).

Hipótesis

H1: Las concentraciones de nutrientes en la red de tributarios presentará una amplia diferencia entre el período invierno-primavera y verano-otoño, observándose las mayores concentraciones en el período verano-otoño debido a una combinación de uso del suelo y capacidad de dilución.

H2: La variación espacial del contenido de nutrientes se relaciona estadísticamente a un conjunto de factores estructurales (tipo de suelo, geomorfología, jerarquía y localización-orden- en la red del sistema) y de uso del suelo (cultivos, forestación, urbanizaciones, entre otros). Los factores estructurales y uso del suelo contribuirán de forma similar en explicar el patrón espacial observado.

METODOLOGÍA

Área de estudio

Laguna del Sauce (34°43'S, 55°13'W), ubicada en el Departamento de Maldonado, conforma un sistema de tres lagunas conectadas: del Sauce (4045 ha), de los Cisnes (205 ha) y del Potrero (411 ha) (Fig. 1a). La cuenca de drenaje la Laguna del Sauce presenta una superficie de 70.743 hectáreas, con una amplia red de tributarios, existiendo dos cauces principales que desembocan en el espejo de agua, el Arroyo Pan de Azúcar y el Arroyo del Sauce, siendo el Arroyo el Potrero su desagüe natural hacia el Río de la Plata.

La mayor parte de la superficie de la cuenca de Laguna del Sauce corresponde a campo natural (53,9 %), seguida por forestación (15%) (Taveira et al, 2017). En dicha cuenca se desarrollan distintas actividades productivas y recreativas. La principal actividad agropecuaria de la cuenca es la ganadería de carne, seguida por la actividad forestal y la agricultura (Fig. 2). De acuerdo con Rodríguez y colaboradores (2010), la mayoría de los predios son criadores (42% de vacas de cría/stock) con una baja proporción de ovinos, 0.7 de relación lanar: vacuno (L/V). Mayormente esta actividad se realiza en predios menores a 50 ha y tienen una baja tasa de procreo que caracteriza a esta zona como de producción extensiva (MGAP-SNIG, 2016). Sin embargo, se registran en la zona algunos casos de producción intensiva (MGAP, 2015). Es de destacar que la producción ganadera se desarrolla mayoritariamente sobre campo natural y pasturas regeneradas. La superficie de esta cobertura de suelo no ha tenido variaciones importantes en los últimos 15 años. La superficie de pasturas mejoradas, incluidas las praderas artificiales, los campos fertilizados, mejorados y los cultivos forrajeros para ganadería, aumentó un 8% en los últimos diez años (período 2003/04-2013/14). Por otra parte, la actividad

lechera se concentra en un par de tambos importantes, uno de los cuales está localizado sobre la Ruta Interbalnearia a la altura del tramo final del arroyo Pan de Azúcar (Taveira et al, 2017).

En cuanto a la actividad forestal, las plantaciones en la cuenca son principalmente de *Eucalyptus spp* destinado a la industria del papel y como fuente de energía (Achkar et al, 2006). También existen plantaciones de *Pinus spp* y bosques de menor escala relacionados con la urbanización. A partir de datos obtenidos mediante análisis de imágenes satelitales en el período 1984 al 2015 se observa que la evolución de la superficie forestada ha experimentado un crecimiento sostenido durante los últimos 15 años, llegando a ocupar un 15% en 2015. Dentro de la cuenca, el área de suelo categorizada como de prioridad forestal ocupa un 48,4%, de la cual un 25,8% está forestado actualmente (Taveira et al, 2017).

La actividad agrícola muestra un proceso de expansión sostenido en el tiempo, y pasó de ocupar 1.171 ha en el año 2008 a 4.302 ha en el año 2015. Esto representa un 6,1% del área total de la cuenca. Las principales plantaciones corresponden a cultivos de secano, soja, trigo y sorgo fundamentalmente. De acuerdo con la información recaba es importante destacar que todas las tierras cultivadas con fines agrícolas tienen severos riesgos de erosión, solo un 24 % son consideradas como tierras cultivables y el resto posee una baja aptitud agrícola con un desempeño pobre para la producción (Steffen, 2011).

La urbanización dentro de la cuenca ocupa un 4,4% (3.090 ha). Se compone de seis localidades, Nueva Carrara, Gerona, Las Cumbres, Ruta 37 y 9, La Capuera y Pan de Azúcar, que cuentan con un total de 10.346 habitantes, siendo las más importantes Pan de Azúcar con 6.597 habitantes y La Capuera con 2.838 habitantes (INE, 2011). El aumento del desarrollo urbano ocurre cercano a los cuerpos de agua, principalmente con fines residenciales y turísticos, lo cuales contribuyen con aportes de aguas residuales ("La Capuera" y Pan de Azúcar). Algunos de los usos de la tierra y del cuerpo de agua actuales en la cuenca son incompatibles entre sí o con el funcionamiento del ecosistema lacustre. Los usos del suelo con fines productivos o urbanísticos sin un adecuado manejo pueden generar impactos negativos, directos o indirectos sobre el cuerpo de agua (Taveira et al, 2017).

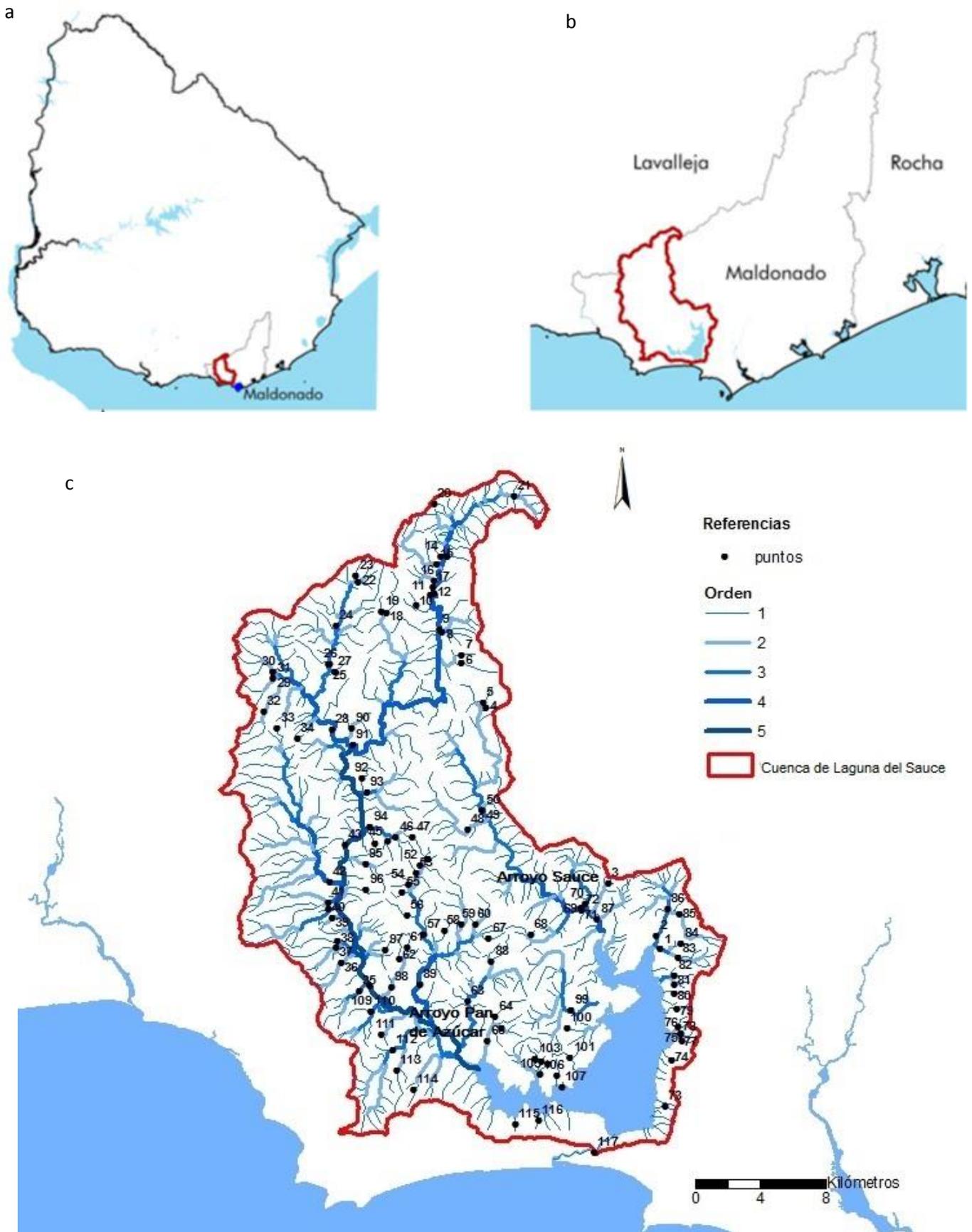


Fig. 1 (a) Localización de la cuenca de Laguna del Sauce con relación al país. (b) Localización de la cuenca de Laguna del Sauce con relación al Departamento de Maldonado. (c) Cuenca delimitada, los tributarios y sus respectivos órdenes según la jerarquización de Strahler (1957) y los puntos de muestreo.

Estrategia de investigación

En base a los aportes teóricos y metodológicos de Díaz (2013), cuyo trabajo analiza procesos similares en el Departamento de Canelones (Uruguay), se procedió a la elaboración de un modelo espacial matemático conceptual. Primero, se creó un modelo conceptual con el fin de determinar la incidencia de las diferentes forzantes, controles o impulsores de cambio que condicionan los niveles de nutrientes en los cuerpos de agua corriente. Posteriormente, el modelo generado se integró a un modelo matemático que permitió conocer las relaciones entre los controles y entre estos y las concentraciones de nitrógeno total –NT- y fósforo total –PT- en agua.

Se definió como unidad analítica la cuenca hidrográfica de cada punto de muestreo a los efectos de evaluar la vinculación entre la concentración de NT y PT con atributos estructurales (tipo de suelo, geomorfología-pendientes) y los diferentes usos del suelo asociado. El modelo se generó a partir de la integración de 3 etapas:

1. Se consideraron los controles que determinan los niveles de NT y PT, y los diferentes parámetros de calidad de agua. Para esto se analizaron 2 conjuntos de atributos: parámetros de calidad de agua y características de las microcuencas (variables estructurales y de uso del suelo).

2. Sistematización, evaluación e integración de los atributos identificados en el punto anterior. De esta manera se dispuso de 117 puntos de monitoreo georreferenciados para el período invierno-primavera y 113 para el período verano-otoño (reducción del número de estaciones por ausencia de flujo de agua en algunas estaciones), y se trabajó con sus respectivas microcuencas. Las variables analizadas se vincularon mediante sus atributos espaciales, lo cual fue posible mediante el desarrollo y utilización de un sistema de información geográfica (SIG) que permitió la sistematización, procesamiento y análisis de la información.

3. Análisis de las relaciones existentes entre las variables identificadas y los datos del monitoreo de concentraciones de NT y PT en sistema lóticos. Los análisis incluyeron técnicas de estadística univariada y multivariada, y finalmente la modelación se realizó con técnicas que pertenecen al campo del aprendizaje automático.

A continuación se detalla el desarrollo metodológico de las etapas de:

- Adquisición de la información de los parámetros de calidad de agua
- Determinación y análisis de los atributos de la cuenca
- Análisis de datos y validación del modelo

Adquisición de la información de los parámetros de calidad de agua

Esta sección costó de 2 etapas:

1. Colecta de muestras de agua

Se realizaron dos muestreos, uno en el período invierno-primavera 2015 y el otro en verano-otoño 2016, cada uno fue llevado a cabo en seis días. Se analizaron 117 puntos distribuidos en la red de tributarios de la cuenca, los cuales fueron seleccionados de manera de cubrir la mayor parte de la cuenca, incluyendo las partes altas, medias y bajas, abarcando las principales subcuencas y la mayor diversidad de condiciones edáficas, geomorfológicas y de uso de suelo (Fig. 1c).

Se analizaron un conjunto de atributos físico-químicos del agua, determinando in situ (mediante sonda multi-paramétrica YSI 6600 v2) los siguientes parámetros: temperatura, conductividad, sólidos totales disueltos, pH, turbidez y oxígeno disuelto. Además, se colectaron muestras de agua filtrada y sin filtrar, las cuales se mantuvieron congeladas con el fin de conservar las condiciones originales del medio hasta el posterior análisis en el laboratorio. Se filtró un volumen conocido de agua en ml con filtros de 0.45 μm , GF/C Whatman. Los filtros fueron previamente quemados a 500°C y pesados en gramos para cuantificar los sólidos totales en suspensión (STS) y su contenido de materia orgánica (MOS).

2. Análisis de las muestras de agua y material particulado

En el laboratorio, luego de finalizado cada jornada de colecta, se determinó la alcalinidad mediante titulación con ácido de acuerdo con el método de Wattenberg (APHA, 1995). La solución filtrada se empleó para la determinación de la concentración de nutrientes disueltos inorgánicos, a partir de la utilización de diferentes métodos colorimétricos y su posterior cuantificación por espectrofotometría: fósforo reactivo soluble (PRS), el cual incluye diversas variantes iónicas del ortofosfato, a partir del método de azul de molibdeno (Murphy & Riley, 1962); nitrato (N-NO_3^-), a partir del método del salicilato de sodio según Müller & Weideman (1955); amonio (N-NH_4^+) por el método de azul de indofenol de Koroleff (1970). De las muestras sin filtrar, se determinó la concentración de fósforo total (PT) y nitrógeno total (NT) mediante una oxidación simultánea de los compuestos fosforados y nitrogenados con persulfato de potasio (Valderrama, 1981). También se cuantificó la concentración de sólidos totales en suspensión (STS) y su contenido de materia orgánica (MOS) por diferencia de peso (APHA, 1955). Los filtros obtenidos en campo se secaron en la estufa a 100°C durante 24 horas y luego se pesaron en gramos. Posteriormente se quemaron a 500°C durante 15 minutos en una mufla y fueron pesados nuevamente en gramos.

Atributos de la cuenca

El límite de la cuenca de la Laguna del Sauce fue tomado de la capa Cuencas hidrográficas - Nivel 3, proporcionada por DINAMA-MVOTMA (SIT-MVOTMA). Para la delimitación de las 117 microcuencas muestreadas se trabajó con el Modelo Digital de Superficie (MDS) de resolución espacial 30x30 metros (NASA ASTER, 2006), a partir de la identificación de la altura de cada pixel en la divisoria de aguas, y se cuantificó el área ocupada en cada microcuenca, tanto en hectáreas, como en porcentaje del área total. Además se delimitaron todos los cursos de agua existentes en la cuenca de estudio y se le designó de forma jerárquica el orden a cada curso en el punto muestreado, así como también la densidad de la red de cada microcuenca, mediante la utilización de las cartas topográficas del SGM escala 1:50.000 como base, y se digitalizaron y clasificaron según la jerarquización Strhaler (1957). Por otra parte, se realizó una recopilación de la información actual de diferentes características de la cuenca. Dentro de las variables estructurales de la cuenca se incluyó topografía y tipo de suelo y dentro de las variables de uso se tomaron en cuenta diferentes coberturas del suelo.

La base de datos georreferenciada y la totalidad de los procesamientos se realizaron mediante el desarrollo de un SIG utilizando el programa ArcGis 10 (Esri, 2010).

1. Variables estructurales de la cuenca

Precipitaciones: se utilizaron datos pluviométricos a partir de información meteorológica de intercambio mundial (Synop), de la estación meteorológica de Laguna del Sauce. Se estimaron los valores acumulados de precipitación de tres bloques temporales: 7 días, 30 días y 60 días previos a la fecha de muestreo de cada período.

Topografía: Se relevó a partir de la carta de pendientes elaborada a partir del MDS. Se estimó el porcentaje de área ocupada por cada categoría pendientes, bajas (menor a 3%), medias (entre 3 y 8%) y altas (mayor a 8%), de cada microcuenca.

Tipo de suelo: se consideraron sus propiedades físicas, se analizó la profundidad y textura a partir de la información CONEAT (Panario et al., 2011) y la Carta de Reconocimiento de Suelos del Uruguay (MGAP, 1976). Se generaron 6 posibles combinaciones entre las 3 categorías de profundidad (profundos, medios y superficiales) y las 2 categorías de textura (medios y livianos) presentes en área de estudio.

2. Variables de uso de la cuenca

Cobertura de suelo: Se trabajó con la información generada por Taveira et al (2017) elaborada para el Capítulo 3 del Libro "Aportes para la rehabilitación de la Laguna del Sauce y el Ordenamiento Territorial de su cuenca" (2017), con Image Classification de ArcGis 10, a partir de escena de satélite Landsat-8 (sensor OLI) del 12 abril

del 2015, con resolución espacial de 30m y radiométrica de 12bits (USGS, 2015). Para dicho trabajo, se corrigió en base a 130 puntos de control tomados en campo y fueron actualizadas las clases para ser utilizadas junto con las coberturas preexistentes de acuerdo con el sistema de clasificación LCCS (Land Cover Classification System), iniciativa elaborada por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación (FAO), la Global Land Cover Network (GLCN) de la FAO y el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (UNEP). En la zona de estudio se identificaron 7 clases diferentes de cobertura del suelo (Fig. 2), área desnuda, área inundable, área urbana, cultivos, pastizales (campo natural o praderas artificiales), plantaciones forestales y monte nativo.

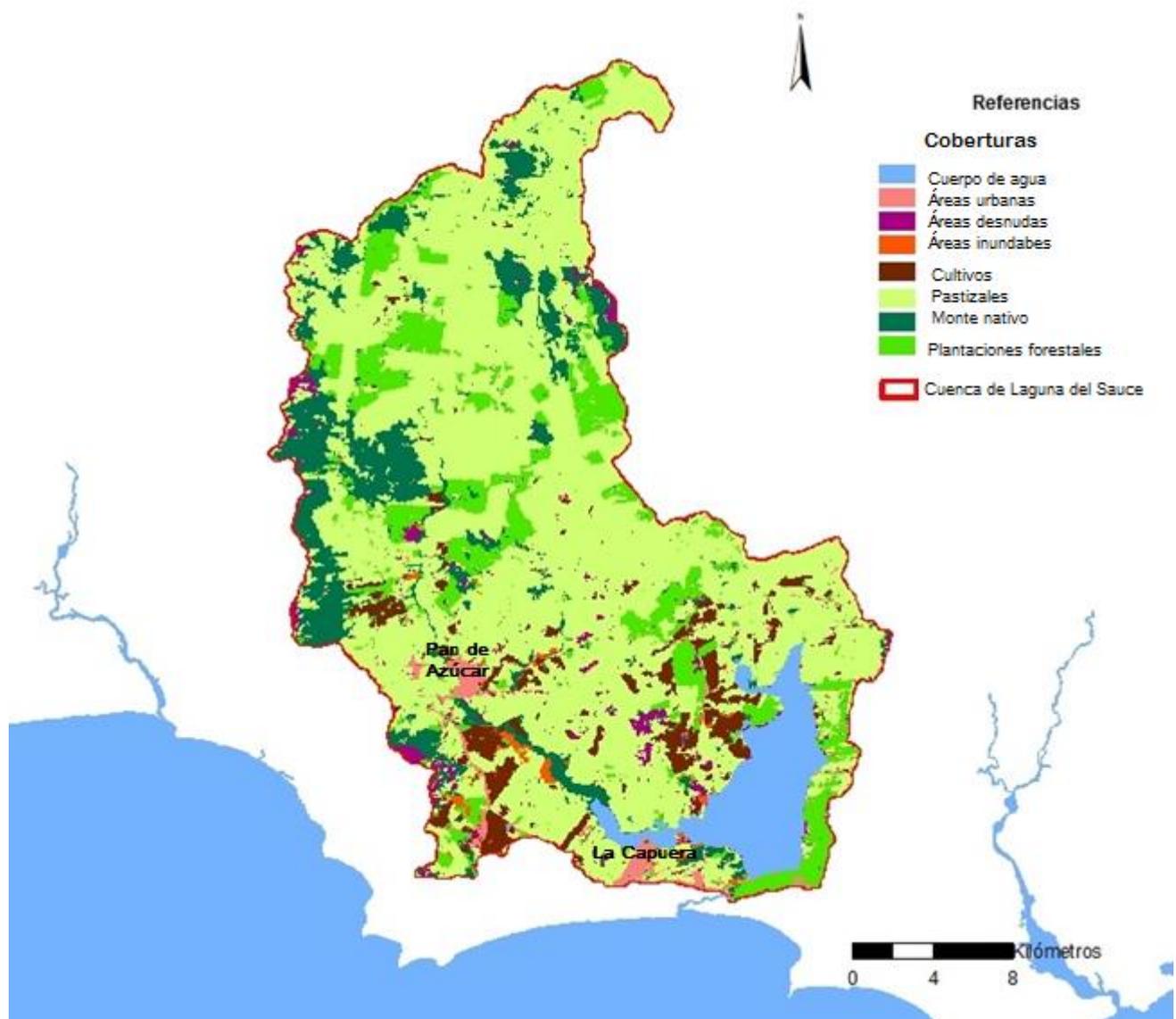


Fig. 2 Mapa de cobertura de suelo realizada en base a imagen de satélite Landsat-8 de abril del 2015 (USGS).

Estado de conservación de la zona riparia: en base a las observaciones in situ (100 metros a la redonda del punto de muestreo) se categorizó el estado de preservación de la zona riparia, el grado de erosión de los márgenes fluviales y el acceso o no del ganado a los cursos de agua. De esta forma se generaron 3 categorías: 1. Alto, cursos de agua con márgenes no erosionados y un alto grado de conservación del monte ripario, vegetación densa, acceso del ganado muy limitado. 2. Medio, cursos de agua con un grado de erosión media en los márgenes y escasa densidad de monte ripario, acceso del ganado en zonas restringidas. 3. Nulo, cursos de agua con márgenes fluviales muy erosionados, ausencia de vegetación riparia y acceso directo y amplio del ganado al curso de agua.

Carga de ganado: no fue posible obtener datos certeros de la carga ganadera, por dificultad de acceso a la información, así como por falta de la misma. A partir de entrevistas con los productores ganaderos de la cuenca se generó a un dato débil de la carga ganadera en toda la cuenca.

La información de todas las variables consideradas fue integrada en el SIG desarrollado, lo que permitió la sistematización, procesamiento y análisis de la información, así como generar distintos mapas y elaborar una base de datos georreferenciada para el análisis estadístico de los datos.

Análisis de datos y validación del modelo

En primer lugar, se realizó un análisis de datos que consistió en una fase exploratoria de los parámetros de calidad de agua y de los atributos de las microcuencas de drenaje, lo que permitió conocer los principales patrones y gradientes espaciales, así como también características descriptivas del sistema de estudio. Posteriormente, se realizaron análisis estadísticos univariados (resumen estadístico) y análisis de correlación no paramétrica de Spearman entre los parámetros de calidad del agua y entre los atributos de la cuenca. Esta etapa culminó con el análisis de las relaciones entre los atributos de calidad de agua y las características de la cuenca, mediante correlaciones no paramétrica de Spearman. Estos análisis se realizaron utilizando el programa estadístico PAST versión 3.16. Con este mismo programa se analizaron las diferencias estadísticas de los diferentes atributos físico-químicos entre invierno-primavera y verano-otoño recurriendo a la prueba no paramétrica de Mann-Whitney debido a la ausencia de distribución normal y homogeneidad de varianza en las variables analizadas.

En una segunda etapa, se analizó la posibilidad de existencia de dependencia espacial entre los puntos de muestreo para cada período. Esto se puso a prueba mediante la prueba de Mantel (Mantel, 1967), la cual

evalúa la correlación entre matrices de disimilitud, en este caso entre las propiedades físico-químicas del agua (incluido concentración de nutrientes) y la distancia en el espacio entre los puntos de muestreo (coordenadas geográficas centesimales). En las pruebas se consideraron los algoritmos de Distancia Euclidiana (DE) como Correlación (C) para la matriz físico-química y Distancia Geográfica para la matriz de coordenadas. La prueba de Mantel, con 9999 permutaciones, demostraron ausencia de dependencia espacial tanto en verano-otoño como en invierno-primavera (RMantel: -0.0096 y 0.0088 para el verano-otoño DE y C respectivamente; RMantel: 0.032 y 0.092 para el invierno-primavera, DE y C respectivamente) lo que permitió continuar con los análisis estadísticos sin incluir la ubicación espacial como un co-factor.

En esta segunda etapa también se analizó si el patrón espacial de calidad de agua encontrado en el período invierno-primavera se mantenía en el período verano-otoño. Para dicha corroboración, se utilizó nuevamente la prueba de Mantel, correlacionando en este caso las matrices de disimilitud (Distancia Euclidiana) basados en el conjunto de los parámetros físico-químicos de ambos períodos. La significancia se puso a prueba con 9999 permutaciones. Culminando esta etapa, se analizó mediante la prueba ANOSIM de dos vías si las disimilitudes promedio entre arroyos de diferente orden diferían estadísticamente en los dos períodos considerados.

En una tercera fase y en función de los resultados univariados se seleccionaron los controles o forzantes del contenido de nutrientes a evaluar, dentro de los atributos estructurales de las cuencas de drenaje se incluyeron la profundidad y textura del suelo; en el componente de usos fueron seleccionados cobertura de pastizales, de monte nativo, de cultivos, área inundables y área urbana, así como estado de conservación de la zona riparia; por último se consideraron dos controles adicionales en los propios cauces, oxígeno disuelto y sólidos totales suspendidos.

En una última etapa, se procedió con la implementación de modelos multivariados donde las variables de respuesta corresponden con NT invierno-primavera, NT verano-otoño, PT invierno-primavera y PT verano-otoño, y las variables explicativas o predictoras son las variables identificadas en el punto anterior (variables estructurales, uso de la cuenca y controles en el propio cauce). Se optó por la utilización de modelos de regresión lineal múltiple.

A partir de la exploración gráfica de la distribución de las variables de respuesta, se decidió logaritmizar a dichas variables, ya que sin esta transformación no se cumplía con los supuestos de normalidad y homocedasticidad de los residuos, supuestos requeridos para el ajuste de la regresión lineal (se utilizó la

transformación $\log(Y)$ para todas las variables de respuesta, excepto para PT verano-otoño donde se usó $\log(Y+1)$ debido a la presencia de ceros en la variable).

Previo a correr los modelos, se evaluó la multicolinealidad entre las variables predictoras mediante el cálculo del Factor de Inflación de Varianza (VIF por sus siglas en inglés). Se excluyeron las variables predictoras o explicativas con VIFs elevados, de modo que las variables retenidas tuvieran valores de VIF menores a 5 (ausencia de multicolinealidad).

Posteriormente, para cada una de las variables de respuesta se realizó una selección de variables predictoras de modo de obtener un modelo óptimo. Esto se hizo mediante una selección paso a paso con modalidad “backward” o hacia atrás utilizando la función `stepAIC` del paquete MASS (Venables & Ripley, 2002) del software R (R Core Team, 2015).

Finalmente, se realizó una representación gráfica de los modelos retenidos, mediante la función `visreg` (Breheny y Burchett, 2016) del software R. Dicha representación consiste en graficar la relación entre la variable de respuesta y cada una de las variables predictoras manteniendo a las demás constantes.

Todos los modelos se implementaron con el software R, versión 3.2.1

RESULTADOS

Parámetros de calidad de agua

La cuenca Laguna del Sauce presenta una red de tributarios muy diversa en cuanto a sus propiedades físico-químicas, lo que se ve acentuado en el período de verano-otoño. A modo de ejemplo, la temperatura presentó un rango de 18,1°C a 30,3°C, el porcentaje de oxígeno disuelto varió desde 16,4 a 188,5% en el período de verano-otoño, presentando un gradiente longitudinal atípico, donde las mayores temperaturas se registraron en las nacientes (Fig. 3). Además, se observaron importantes gradientes de pH, desde ácidos (5,8) hasta pH muy básicos (9,3) siendo en promedios neutros 7,2 (Tabla 1).

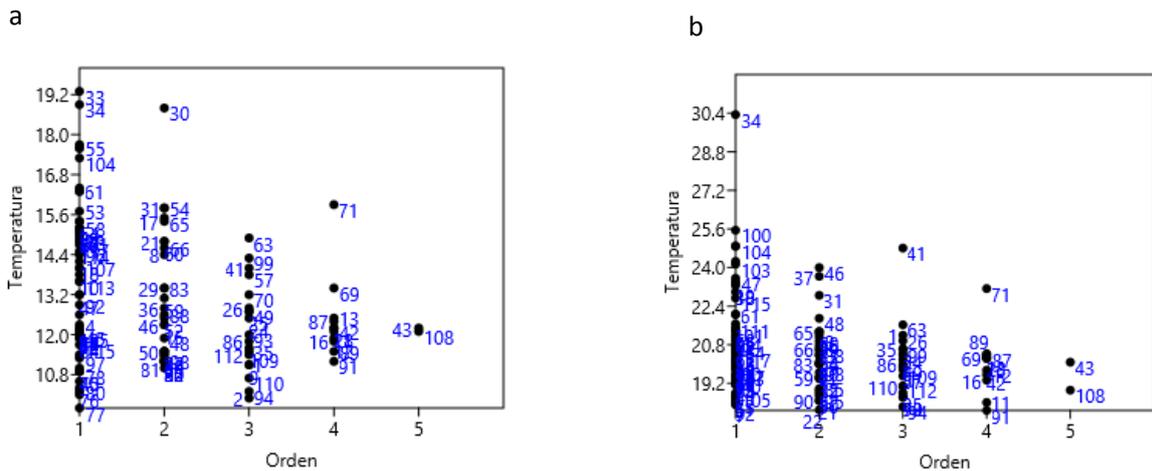


Fig. 3 (a) Relación entre Temperatura (°C) y el orden de los cursos en período de invierno-primavera (b) Relación entre Temperatura (°C) y el orden de los cursos en el período de verano-otoño.

Tanto la conductividad como la alcalinidad presentaron gran variabilidad, en promedio entre los dos períodos varía desde 44,5 hasta 1139 $\mu\text{S}/\text{m}$ y 17 a 441 mg/l CaCO_3 , respectivamente. Se observa un patrón de disminución de conductividad y alcalinidad desde las nacientes a la desembocadura (Fig. 4).

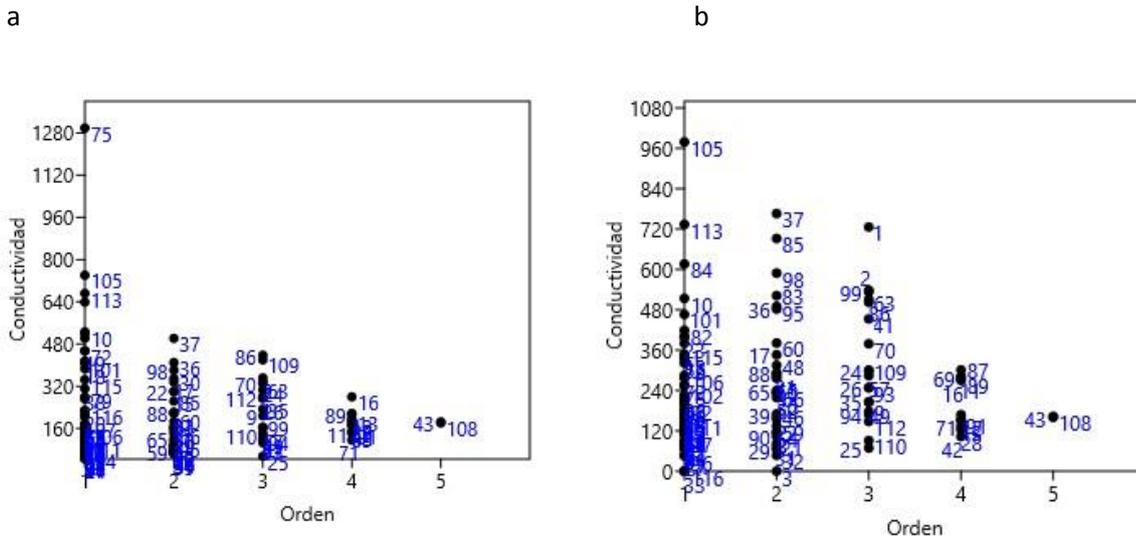


Fig. 4 (a) Relación entre Conductividad ($\mu\text{S/m}$) y el orden de los cursos en el período de invierno-primavera (b) Relación entre Conductividad ($\mu\text{S/m}$) y el orden de los cursos en el período de verano-otoño.

Se observó también gran variación espacial de la turbidez, encontrando sistemas con aguas muy transparentes (0,5 NTU), con muy poco material particulado en suspensión (0,35 mg/l), a sistemas muy turbios (184,3 NTU), con altos valores de material en suspensión (245,2 mg/l) en promedio entre los dos períodos estudiados. Finalmente, la concentración de nutrientes en la cuenca, así como el porcentaje de materia orgánica en suspensión, también registraron gran heterogeneidad espacial en ambos períodos, siendo más acentuado en el verano-otoño (Tabla 1).

A modo de resumen, los atributos que presentaron una heterogeneidad espacial mayor en el período de invierno-primavera fueron el PRS, N-NH_4^+ , STS y PT. Esa heterogeneidad espacial aumenta en el período de verano-otoño para el caso de PRS, STS y PT, mientras que la del N-NH_4^+ disminuyó, pero de todas formas siguió siendo alta. Además, se observó una alta heterogeneidad en el período de verano-otoño en los atributos NTU y MOS (Tabla 1). Mientras que, los atributos físico-químicos que presentaron diferencias estadísticas entre los períodos invierno-primavera y verano-otoño fueron la temperatura, el oxígeno disuelto (concentración y porcentaje), N-NH_4^+ , N-NO_3^- , NT, PRS, y MOS (concentración y porcentaje).

Para una mejor visualización de los diferentes coeficientes de variación que presentan las variables, en la Tabla 1 se categorizó en tres grupos, diferenciados por colores, donde en gris claro están las variables con coeficiente de variación menor al 50%, en gris aquellos entre 50-100%, y en gris oscuro las mayores a 100%. Resulta pertinente destacar la magnitud de estos valores, que denotan la gran variabilidad espacial que presentan las propiedades fisicoquímicas en la cuenca.

Tabla 1. Valores mínimos (Min), máximos (Max), medios (Media) y coeficientes de variación en % (Coef. variación) de los parámetros físico-químicos: temperatura (Temp, °C), conductividad (K, $\mu\text{S}/\text{m}$), STD (sólidos totales disueltos, mg/l), pH, OD* (oxígeno disuelto, %), OD (oxígeno disuelto, mg/l), alcalinidad (Alc, $\text{mg CaCO}_3/\text{l}$), turbidez (NTU), N-NH₄⁺ (amonio, $\mu\text{g}/\text{l}$), N-NO₃⁻ (nitrato, $\mu\text{g}/\text{l}$), PRS (fósforo reactivo soluble, $\mu\text{g}/\text{l}$), NT (nitrógeno total, $\mu\text{g}/\text{l}$), PT (fósforo total, $\mu\text{g}/\text{l}$), STS (sólidos totales en suspensión mg/l), MOS (materia orgánica en suspensión, mg/l), MOS* (materia orgánica en suspensión, %) tanto para invierno-primavera como para verano-otoño. Se muestran las diferencias estadísticas de los diferentes atributos físico-químicos entre invierno-primavera y verano-otoño (Mann-Whitney), siendo *significativo, **muy significativo, ***altamente significativo, NS aquellas que no presentan diferencias significativas.

Atributos	INVIERNO-PRIMAVERA				VERANO-OTOÑO				Mann-Whitney
	Min	Max	Media	Coef. variación	Min	Max	Media	Coef. variación	
Temp	9,8	19,3	13,1	15,8	18,1	30,3	20,6	9,3	***
K	44	1299	214	82,3	45	979	257	68,8	NS
STD	0,036	1,157	0,181	84,4	0,005	0,713	0,185	69,8	NS
pH	6	8,2	7,2	6,2	5,8	9,3	7,3	7,6	NS
OD*	46	135,3	94,3	14,2	16,4	188,5	82,7	35,3	***
OD	5,2	14,1	9,9	13,5	1,5	16,7	7,4	33,7	***
Alc	16	442	119	79,2	18	440	114	74	NS
NTU	0,7	56	9,3	88,1	0,3	256,6	13,5	234,2	NS
N-NH ₄ ⁺	<1,4	80,4	8,4	151	<1,4	352,3	37,5	122,4	***
N-NO ₃ ⁻	<0,0001	464,6	155,1	59,9	64,3	810,5	204,8	58,3	**
PRS	<10	223,6	17,1	174,5	<10	854,8	28,2	364,3	***
NT	143,8	1586,1	503,7	51,9	193,7	3900	647,8	72,5	**
PT	10,4	410,8	42,1	116,3	< 10	1260,8	73,2	210,4	NS
STS	0,6	85,4	7,1	130,2	0,1	202,5	12,5	215,1	NS
MOS	0,2	10,5	2	92,4	0,1	47,5	4,2	176,8	***
MOS*	3,5	100	35,6	52,2	8,7	100	45,7	56,9	***

Se consideraron las correlaciones con $p < 0.05$ como significativas, es decir con un nivel de confianza del 95% (Tablas 2 y 3). La conductividad, alcalinidad y pH estuvieron claramente acoplados, tanto en invierno-primavera como verano-otoño. Los sitios con aguas más mineralizadas y mayor reserva alcalina presentaron el mayor contenido de nitrógeno (en su forma total como nitrato) en el invierno-primavera y los menores valores de turbidez y contenido de materia orgánica del material en suspensión, así como de oxígeno disuelto. En el verano-otoño, los patrones espaciales antes indicados se repiten, además algunos de los sitios con mayor conductividad presentaron un mayor contenido de PT y PRS (Tablas 2 y 3).

Los cursos con mayor temperatura registraron los mayores valores de oxígeno, esta correlación es más acentuada en el período de invierno-primavera. Además, la temperatura coincidió parcialmente con sólidos total suspendidos y contenido de materia orgánica, siendo estas relaciones más fuertes en el verano-otoño. Se observó correlación negativa entre el oxígeno disuelto y las concentraciones de fósforo (tanto PT como PRS) siendo más fuerte en el período de verano-otoño (Tablas 2 y 3).

El aumento de la turbidez se correspondió claramente, tanto con un incremento del material en suspensión como su contenido de materia orgánica, además coinciden parcialmente (y positivamente) con el contenido de $N-NH_4^+$, $N-NO_3^-$ y PT en el período de invierno-primavera. En el verano-otoño se suma a la yuxtaposición el PRS y el NT (Tablas 2 y 3).

Por otra parte, la concentración de NT es mayor, cuanto mayor es la concentración de $N-NO_3^-$, tanto para el período de invierno-primavera como para el período de verano-otoño. Mientras que la concentración de NT tiene correlación positiva con el $N-NH_4^+$ solo en el período de verano-otoño. El $N-NO_3^-$ y el $N-NH_4^+$ tienen correlación positiva en ambos períodos, en invierno-primavera y en verano-otoño. El PT presentó una correlación positiva con el PRS, tanto en invierno-primavera como en verano-otoño (Tablas 2 y 3).

Tabla 2. Correlaciones de Spearman del período de invierno-primavera entre las propiedades físico-químicas: temperatura (Temp, °C), conductividad (K, $\mu S/m$), STD (sólidos totales disueltos, mg/l), pH, OD* (oxígeno disuelto, %), OD (oxígeno disuelto, mg/l), alcalinidad (Alc, mg $CaCO_3/l$), turbidez (NTU), $N-NH_4^+$ (amonio, $\mu g/l$), $N-NO_3^-$ (nitrato, $\mu g/l$), PRS (fósforo reactivo soluble, $\mu g/l$), NT (nitrógeno total, $\mu g/l$), PT (fósforo total, $\mu g/l$), STS (sólidos totales en suspensión mg/l), MOS (materia orgánica en suspensión, mg/l), MOS* (materia orgánica en suspensión, %). Se muestran solo las correlaciones significativas, siendo *significativo, **muy significativo, ***altamente significativo.

	Temp	K	STD	pH	OD*	OD	Alc	NTU	$N-NH_4^+$	$N-NO_3^-$	PRS	NT	PT	STS	MOS	MOS*
Temp	-	-	-	.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
STD	-0,246 **	0,996 ***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
pH	-	0,679 ***	0,676 ***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
OD*	0,385 ***	-0,307 ***	-0,327 ***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
OD	-	-0,293 ***	-0,285 **	-	0,872 ***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Alc	-0,256 **	0,961 ***	0,966 ***	0,721 ***	-0,296 ***	-0,245 **	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NTU	-	-0,564 ***	-0,554 ***	-0,420 ***	-	-	-0,556 ***	-	-	-	-	-	-	-	-	-
$N-NH_4^+$	-	-0,200 *	-0,198 *	-	-	-	-0,242 **	0,520 ***	-	-	-	-	-	-	-	-
$N-NO_3^-$	-	0,212 *	0,217 *	-	-0,235 *	-0,254 **	0,232 **	0,247 **	0,295 **	-	-	-	-	-	-	-
PRS	-0,253 **	-	-	-	-0,187 *	-	-	-	0,215 *	0,386 ***	-	-	-	-	-	-
NT	-	0,308 ***	0,310 ***	0,202 *	-	-	0,344 ***	-	-	0,416 ***	0,336 ***	-	-	-	-	-
PT	-	-	-	-	-0,202 *	-0,213 *	-	0,272 **	0,362 ***	0,452 ***	0,756 ***	0,285 **	-	-	-	-
STS	0,231 *	-	-	-	-	-	-	0,544 ***	0,378 ***	0,342 ***	-	-	0,388 ***	-	-	-
MOS	0,185 *	-0,231 *	-0,234 *	-0,251 **	-	-	-0,270 **	0,591 ***	0,474 ***	0,269 **	-	-	0,379 ***	0,831 ***	-	-
MOS*	-	-0,224 *	-0,210 *	-	-	-	-0,222 *	-	-	-0,204 **	-	-	-	-0,438 ***	-	-

Tabla 3. Correlaciones de Spearman del período de verano-otoño entre las propiedades físico-químicas: temperatura (Temp, °C), conductividad (K, $\mu\text{S}/\text{m}$), STD (sólidos totales disueltos, mg/l), pH, OD* (oxígeno disuelto, %), OD (oxígeno disuelto, mg/l), alcalinidad (Alc, $\text{mg CaCO}_3/\text{l}$), turbidez (NTU), N-NH_4^+ (amonio, $\mu\text{g}/\text{l}$), N-NO_3^- (nitrato, $\mu\text{g}/\text{l}$), PRS (fósforo reactivo soluble, $\mu\text{g}/\text{l}$), NT (nitrógeno total, $\mu\text{g}/\text{l}$), PT (fósforo total, $\mu\text{g}/\text{l}$), STS (sólidos totales en suspensión mg/l), MOS (materia orgánica en suspensión, mg/l), MOS* (materia orgánica en suspensión, %). Se muestran solo las correlaciones significativas, siendo *significativo, **muy significativo, ***altamente significativo.

	Temp	K	STD	pH	OD*	OD	Alc	NTU	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	PRS	NT	PT	STS	MOS	MOS*
Temp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
STD	-	0,928 ***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
pH	-	0,259 **	0,279 **	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
OD*	0,275 **	-0,325 ***	-0,358 ***	0,369 ***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
OD	-	-0,338 ***	-0,368 ***	0,375 ***	0,991 ***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Alc	-	0,807 ***	0,782 ***	0,361 ***	-0,210 *	-0,209 *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NTU	0,219 *	-0,302 ***	-0,334 ***	-	-	-	-0,339 ***	-	-	-	-	-	-	-	-	-
N-NH ₄ ⁺	-	-	-	-	-	-	-	0,237 *	-	-	-	-	-	-	-	-
N-NO ₃ ⁻	-	0,379 ***	0,354 ***	-	-	-	-	0,291 **	0,278 **	-	-	-	-	-	-	-
PRS	-	0,257 **	0,246 **	-	-0,308 **	-0,313 **	-	-	0,267 **	0,428 ***	-	-	-	-	-	-
NT	0,336 ***	0,229 *	0,193 *	-	-	-	-	0,365 ***	0,210 *	0,604 ***	0,416 ***	-	-	-	-	-
PT	0,261 **	0,200 *	-	-	-0,285 **	-0,300 **	-	0,349 ***	0,342 ***	0,435 ***	0,639 ***	0,465 ***	-	-	-	-
STS	0,402 ***	-	-	-	-	-	-	0,540 ***	0,291 **	0,339 ***	0,308 ***	0,384 ***	0,468 ***	-	-	-
MOS	0,499 ***	-	-	-	-	-	-	0,525 ***	0,230 *	0,347 **	0,315 ***	0,511 ***	0,515 ***	0,738 ***	-	-
MOS*	-	-	-	-	-	-	-	-0,188 *	-	-	-	-	-	-0,458 ***	-	-

La comparación de las matrices de disimilitud en bases al conjunto de parámetros físicos químicos entre los períodos de estudio considerados presentó una relación significativa con la prueba de Mantel (RMantel: 0,308, $p < 0.01$), es decir una parte de las relaciones de disimilitud entre las estaciones de muestreo es independiente del período estudiado. Al mismo tiempo, la prueba de ANOSIM de dos vías (época del año y orden de los arroyos) indica que los promedios de disimilitud entre el conjunto de estaciones de muestreo no presentan diferencias significativas entre invierno-primavera y verano-otoño, al mismo tiempo no existen diferencias significativas entre las disimilitudes entre arroyos de diferente orden (tanto en invierno-primavera como verano-otoño).

Atributos de las microcuencas de drenaje

Las precipitaciones fueron mayores en el período invierno-primavera 2015 que en el período verano-otoño 2016, para las 3 ventanas temporales analizadas (Tabla 4). Los períodos analizados presentaron un balance hídrico disímil, lo que generó en el periodo verano-otoño ausencia de agua en 4 cursos muestreados en el período invierno-primavera.

Tabla 4. Precipitaciones acumuladas (mm), de tres ventanas temporales (7, 30 y 60 días) para los períodos invierno-primavera 2015 y verano-otoño 2016.

	Precipitaciones acumuladas	
invierno-primavera	7 días	14,2
	30 días	186,3
	60 días	362,1
verano-otoño	7 días	12,2
	30 días	145,5
	60 días	252,4

Las cuencas de drenaje consideradas presentaron un rango de superficie entre 5,7 y 31.107,2 ha, los sistemas colectados oscilaron entre el orden 1 a 5, y la densidad de la red de tributarios varió entre 5,4 y 327,4 m/ha. Como era de esperar las cuencas de mayor superficie son las que presentan los cursos de mayor orden ($\rho: 0,605$; $p < 0,001$) y densidad de red menor ($\rho: -0,354$; $p < 0,001$). Aquellos cursos de órdenes mayores, que se conforman en las zonas más bajas y planas de la cuenca, presentan una densidad de red menor que aquellos cursos de órdenes menores que transitan por las nacientes formando una red de tributarios más densa ($\rho: -0,198$; $p < 0,05$).

De las tres categorías evaluadas con relación al estado de conservación de la zona riparia asociada a los cursos muestreados, predominaron cuencas con limitada conservación de la zona riparia (Tabla 5).

Tabla 5. Categorías de conservación de la zona riparia de todas las microcuencas estudiadas: nulo, medio y alto, expresado como promedio de % del total de puntos de muestreo de la cuenca.

Estado de conservación de la zona riparia (%)	
Nulo	44,44
Medio	36,75
Alto	18,80

En base a la categorización de la pendiente se calculó el porcentaje del área ocupada por cada una en cada microcuenca de estudio. Las pendientes bajas y media presentan mayor heterogeneidad espacial (Tabla 6).

Tabla 6. Valor mínimo (Min), máximo (Max), medio (Media) y coeficiente de variación (Coef. variación) de el porcentaje del área ocupada por cada categoría de pendiente (baja, media y alta) por microcuenca.

PENDIENTES	Min	Max	Media	Coef. variación
Baja	0,00	53,06	14,66	92,38
Media	0,00	46,94	12,83	90,77
Alta	0,00	100,00	72,51	34,63

A efectos de facilitar la comparación se indican las áreas de los atributos en ha y en porcentaje. En la cuenca se registraron las tres categorías de suelo en función de su profundidad: profundos, medios, superficiales, constatándose una importante distribución espacial diferencial en las tres categorías, siendo mayor el caso de los profundos (Tabla 7).

Tabla 7. Áreas de los diferentes tipos de suelos estimados para cada microcuenca de drenaje, evaluado en hectáreas a la izquierda y en porcentaje a la derecha. Los tipos de suelos fueron definidos en función de su profundidad, profunda, media, superficial, y el valor mínimo (Min), máximo (Max), medio (Media) y coeficiente de variación (Coef. variación) de cada una de ellas

PROFUNDIDAD en ha	Min	Max	Media	Coef. variación	PROFUNDIDAD en porcentaje	Min	Max	Media	Coef. variación
Profunda	0	6782,29	118,2	563,96	Profunda	0	100	9,71	218,22
Media	0	18157,42	975,63	282,65	Media	0	100	61,18	42,97
Superficial	0	10723,44	425,67	305	Superficial	0	100	28,98	88,7

Se registraron suelos con dos tipos de texturas, liviana y media, las cuales tienen gran heterogeneidad espacial. No hay presencia de suelos con textura denominada pesada en toda la cuenca (Tabla 8).

Tabla 8. Áreas de los diferentes tipos de suelos estimados para cada microcuenca de drenaje, evaluado en hectáreas a la izquierda y en porcentaje a la derecha. Los tipos de suelos fueron definidos en función de su textura, liviano y media, y el valor mínimo (Min), máximo (Max), medio (Media) y coeficiente de variación (Coef. variación) de cada una de ellas

TEXTURAS en ha	Min	Max	Media	Coef. variación	TEXTURA en porcentaje	Min	Max	Media	Coef. variación
Textura liviana	0	27149,37	1165,37	299,6	Textura liviana	0	100	68,09	50,56
Textura media	0	16656,14	354,13	458,43	Textura media	0	100	31,78	107,96

Todas las coberturas de suelo presentan diferencias importantes entre las cuencas evaluadas, las áreas inundables y urbanas registran los coeficientes de variación más importantes. Contrariamente, la cobertura de pastizales presenta menor heterogeneidad espacial (Tabla 9).

Tabla 9. Coberturas del suelo de las microcuencas de Laguna del Sauce monitoreadas. Valores mínimos (Min), máximos (Max), medios (Media) y coeficientes de variación en %, evaluado en hectáreas a la izquierda y en porcentaje a la derecha.

COBERTURAS en hectáreas	Min	Max	Media	Coef. variación	COBERTURAS en porcentaje	Min	Max	Media	Coef. variación
Áreas desnudas	0	1233,78	57,2	274,82	Áreas desnudas	0	33,95	5,4	119,1
Áreas inundables	0	848,79	11,79	675,29	Áreas inundables	0	10,43	0,73	222,3
Áreas urbanas	0	1241,89	23,32	512,68	Área urbana	0	77,8	3,29	291,3
Cultivos	0	3311,47	74,06	430,14	Cultivos	0	57,63	7,06	183,4
Pastizales	0,27	17924,12	903,49	288,21	Pastizales	0,97	98,04	52,63	43,6
Plantaciones forestales	0	4971,6	244,82	287,18	Plantaciones forestales	0	88,86	18,9	106,3
Monte nativo	0	5944,27	204,14	204,14	Monte nativo	0	64,02	11,52	127,6

Aquellas microcuencas con predominancia de pendientes bajas se correlacionaron positivamente con los suelos profundos y de textura media, así como con las áreas inundables, urbanas y los cultivos; y de manera negativa con los suelos superficiales y de textura liviana y con el monte nativo y la forestación. Las microcuencas en donde predomina las pendientes medias se correlacionan de igual manera con el resto de los atributos que las microcuencas donde predominan las pendientes bajas. Mientras que, las microcuencas donde predominan las pendientes altas se correlacionaron positivamente con los suelos superficiales y de

textura liviana, con el monte nativo y la forestación; y de manera negativa con los suelos profundos y de textura media, áreas inundables, urbanas y cultivos.

Se encontraron dos escenarios bien diferentes. Por una parte, fuertes correlaciones positivas entre monte nativo, conservación de la zona riparia, suelos superficiales y de textura liviana, que predominan en el sector de pendientes altas. Por otra parte, se observó una fuerte relación entre los suelos profundos y de textura media con los cultivos, las áreas urbanas y las áreas inundables. La cobertura forestación se correlacionó principalmente con suelos de textura liviana y de profundidad media, presentado a su vez, correlación negativa con las áreas desnudas, los cultivos y sobre todo con los pastizales.

En las microcuencas mayormente urbanizadas, tanto la conservación de la zona riparia como la extensión de monte nativo fueron prácticamente inexistentes. Las áreas desnudas se correlacionaron parcial y positivamente con las áreas destinadas a cultivos y se correlaciona de manera negativa con la cobertura del tapiz pastizales y plantaciones forestales. En las microcuencas donde predomina la agricultura, se constata una mínima presencia de monte nativo y de forestación, siendo estas vinculadas a las áreas desnudas, las áreas inundables y las urbanizaciones. De la misma manera, en aquellas microcuencas donde dominan los pastizales, hay un menor porcentaje del monte nativo y de las plantaciones forestales (Tabla 10).

Tabla 10. Correlaciones de Spearman entre los atributos de la cuenca. Se muestran solo las correlaciones significativas, siendo *significativo, **muy significativo, ***altamente significativo.

	Tamaño	Orden	Densidad de red	Conser. zona riparia	Prof. Profunda	Prof. Media	Prof. Superficial	Textura liviana	Textura media	Pend. Alta	Pend. Media	Pend. Baja	Área desnuda	Área inundable	Área urbana	Cultivos	Pastizal	Monte nativo	Forestación
Tamaño	-	0,605 ***	-0,354 ***	0,413 ***	-	-	0,200 *	-	-	-	-	-	0,302 ***	-	-	0,186 *	0,244 **	0,303 ***	-
Orden		-	-0,198 *	0,464 ***	0,192 *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,222 *	0,238 *	-
Densidad de red			-	-0,308 ***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Conser. zona riparia				-	-	-	0,261 **	0,290 **	-0,294 ***	-	-	-	-	-	-0,193 *	-	0,191 *	0,427 ***	-
Profundidad Profunda				-	-	-0,309 ****	-0,401 ***	-0,699 ***	0,695 ***	-0,716 ***	0,709 ****	0,717 ****	-	0,328 ***	0,486 ***	0,428 ***	-	-0,280 **	-
Profundidad Media				-	-	-	-0,600 ***	-	-	-	-	-	-0,243 **	-	-	-	-	-0,421 ***	0,239 *
Profundidad Superficial				-	-	-	-	0,436 ***	-0,434 ***	0,552 ***	-0,557 ***	-0,544 ***	0,308 ***	-0,235 *	-0,246 **	-0,224 *	-	0,689 ***	-
Textura liviana				-	-	-	-	-	-0,999 ***	0,831 ***	-0,833 ***	-0,825 ***	-0,183 *	-0,429 ***	-0,528 ***	-0,635 ***	-	0,515 ***	0,284 **
Textura media				-	-	-	-	-	-	-0,829 ***	0,831 ***	0,823 ***	0,184 *	0,425 ***	0,525 ***	0,634 ***	-0,517 ***	-0,285 **	
Pendiente Baja				-	-	-	-	-	-	-0,997 ***	0,986 ***	-	-	-	-	-	-	-	-
Pendiente Media				-	-	-	-	-	-	-0,995 ***	-	0,986 ***	-	-	-	-	-	-	-
Pendiente Alta				-	-	-	-	-	-	-	-0,995 ***	-0,997 ***	-	-	-	-	-	-	-
Área desnuda				-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,357 ***	-0,238 **	-	-0,296 ***
Área inundable				-	-	-	-	-	-	-	0,449 ***	0,434 ***	-	-	0,552 ***	0,393 ***	-0,201 *	-	-
Área urbana				-	-	-	-	-	-	-0,522 ***	0,537 ***	0,508 ***	-	-	-	0,293 ***	-0,278 **	-	-
Cultivos				-	-	-	-	-	-	-0,568 ***	0,565 ***	0,566 ***	-	-	-	-	-0,341 ***	-0,244 **	-
Pastizal				-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,200 *	-0,395 ***	-
Monte nativo				-	-	-	-	-	-	0,504 ***	-0,518 ****	-0,491 ****	-	-	-	-	-	-	-
Forestación				-	-	-	-	-	-	0,193 *	-	-0,209 *	-	-	-	-	-	-	-

Relaciones entre los parámetros de calidad del agua y los atributos de las microcuencas

Las relaciones entre los atributos de calidad del agua y las características de las microcuencas fueron analizadas en función del área de las diferentes coberturas y de sus respectivos porcentajes de la microcuenca drenada. En varias de las relaciones que a continuación se analizan, los patrones emergen independiente de la variante considerada, aunque en la gran mayoría de los casos las relaciones son más significativas con el porcentaje de la microcuenca drenada. Por último, algunas relaciones significativas solamente se constatan cuando se considera el porcentaje.

❖ Calidad de agua y tamaño, orden y red de drenaje

La mayoría de los cursos de órdenes mayores, presentan una mayor alcalinidad y pH más básicos tanto en invierno-primavera, como en verano-otoño (Tabla 11). Estos cursos se encuentran aguas abajo y por tanto están incluidos en cuencas de mayor tamaño y con densidades de red menores. Se registró una correlación negativa entre el contenido del material en suspensión y su contenido de materia orgánica con el orden y el tamaño de la cuenca, y positiva con la densidad de red, para ambos períodos estudiados (Fig. 5). Además, se observó una correlación negativa entre orden y el tamaño de la cuenca con la turbidez, solo el período de verano-otoño. Por otra parte, se detectó que en algunas cuencas de menor tamaño se registraron los mayores contenidos de NT (en el invierno-primavera), en el mismo sentido, algunos cursos de órdenes bajos presentaron mayor concentración de NT (en el verano-otoño) (Fig. 6). Los cursos de cuencas pequeñas presentan parcialmente mayor contenido de PT en el periodo de verano-otoño, y en aquellos que poseen mayor densidad de red de drenaje existe una mayor concentración de $N-NH_4^+$ en el período de invierno-primavera (Tabla 11).

Tabla 11. Correlaciones de Spearman del período de invierno-primavera (superior) y período de verano-otoño (inferior) entre las propiedades físico-químicas: conductividad (K, $\mu\text{S/m}$), alcalinidad (Alc, mg CaCO_3/l), pH, turbidez (NTU), STS (sólidos totales en suspensión mg/l), MOS (materia orgánica en suspensión, mg/l), NT (nitrógeno total, $\mu\text{g/l}$), PT (fósforo total, $\mu\text{g/l}$), N-NH_4^+ (amonio, $\mu\text{g/l}$), N-NO_3^- (nitrato, $\mu\text{g/l}$), PRS (fósforo reactivo soluble, $\mu\text{g/l}$) y los atributos de la cuenca, tamaño, orden y densidad de red. Se muestran solo las correlaciones significativas, siendo *significativo, **muy significativo, ***altamente significativo

INVIERNO-PRIMAVERA	Cond	Alc	pH	NTU	STS	MOS	NT	PT	N- NO_3^-	N- NH_4^+	PRS
Tamaño	-	-	-	-	-0,239 **	-0,306 **	-0,225 *	-	-	-	-
Orden	-	0,193 *	0,278 **	-	-0,291 **	-0,314 **	-	-	-	-	-
Densidad de red	-	-	-	-	0,322 ***	0,308 **	-	-	-	0,184 *	-

VERANO-OTOÑO	Cond	Alc	pH	NTU	STS	MOS	NT	PT	N- NO_3^-	N- NH_4^+	PRS
Tamaño	-	-	-	-0,197 *	-0,409 ***	-0,365 ***	-	-0,189 *	-	-	-
Orden	-	0,198 *	-	-0,210 *	-0,305 ***	-0,319 ***	-0,203 *	-	-	-	-
Densidad de red	-	-	-	-	0,226 *	0,260 **	-	-	-	-	-

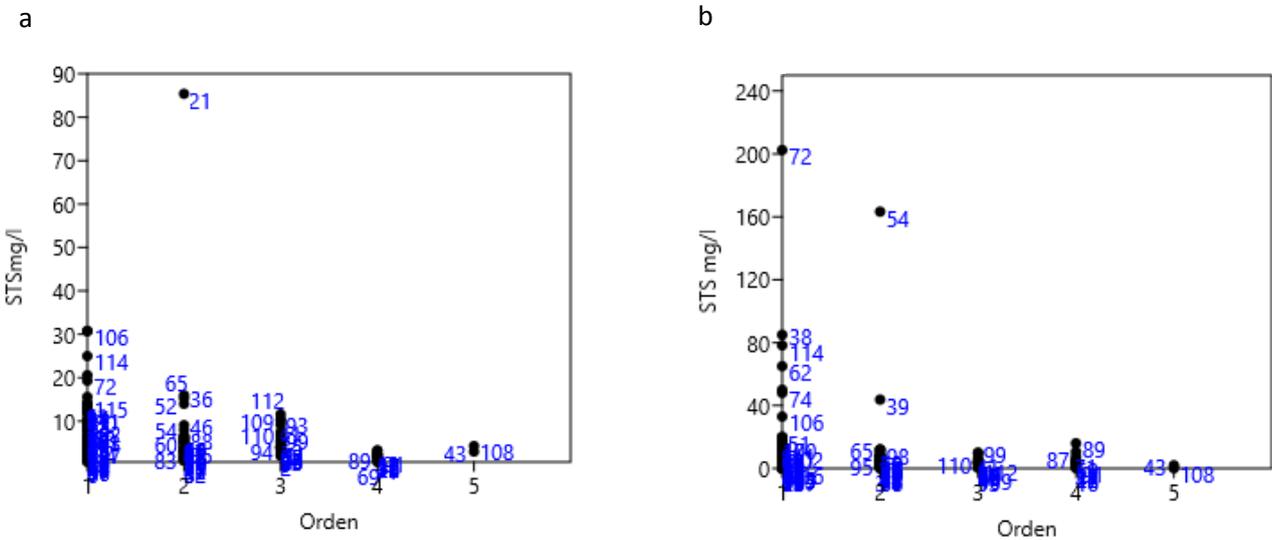


Fig. 5 (a) Relación entre STS (mg/l) y el orden de los cursos, diferenciado por punto de muestreo en el período de invierno-primavera. (b) Relación entre STS (mg/l) y el orden de los cursos, diferenciado por punto de muestreo en el período de verano-otoño.

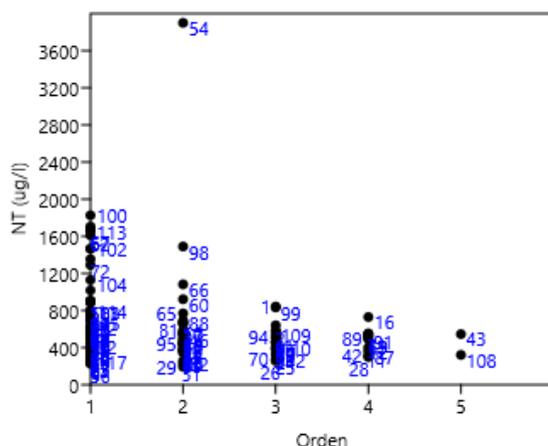


Fig. 6 Relación entre la concentración de NT (ug/l) y el orden de los cursos, diferenciado por punto de muestreo, para el período de verano-otoño.

❖ Calidad de agua y estado de conservación de zona riparia

Algunos de los cursos con mayor estado de conservación de la zona riparia, presentan pH más básicos en el período de invierno-primavera, así como también menor concentración de sólidos en suspensión y de materia orgánica en los dos períodos analizados (Tabla 12). Además, se encontró correlación negativa entre la zona riparia y la concentración de PT y $N-NH_4^+$, estas relaciones conservan la tendencia, pero son más fuertes en el verano-otoño, donde se suma el NT.

Tabla 12. Correlaciones de Spearman del período de invierno-primavera (superior) y período de verano-otoño (inferior) entre las propiedades físico-químicas: conductividad (K, $\mu S/m$), alcalinidad (Alc, mg $CaCO_3/l$), pH, turbidez (NTU), STS (sólidos totales en suspensión mg/l), MOS (materia orgánica en suspensión, mg/l), NT (nitrógeno total, $\mu g/l$), PT (fósforo total, $\mu g/l$), $N-NH_4^+$ (amonio, $\mu g/l$), $N-NO_3^-$ (nitrato, $\mu g/l$), PRS (fósforo reactivo soluble, $\mu g/l$) y el % de conservación de la zona riparia. Se muestran solo las correlaciones significativas, siendo *significativo, **muy significativo, ***altamente significativo

INVIERNO-PRIMAVERA	Cond	Alc	pH	NTU	STS	MOS	NT	PT	$N-NO_3^-$	$N-NH_4^+$	PRS
Conservación zona riparia	-	-	0,255 **	-	-0,192 *	-0,243 **	-	-0,264 **	-	-0,190 *	-

VERANO-OTOÑO	Cond	Alc	pH	NTU	STS	MOS	NT	PT	$N-NO_3^-$	$N-NH_4^+$	PRS
Conservación zona riparia	-	-	-	-	-0,353 ***	-0,346 ***	-0,207 *	-0,310 ***	-	-0,189 *	-

❖ Calidad de agua y pendientes

Las pendientes bajas y medias se correlacionaron positivamente con la conductividad, la alcalinidad y los sólidos suspendidos; y las pendientes altas de manera negativa con los mismos atributos, tanto en el período de invierno-primavera como en el de verano-otoño. El contenido de materia orgánica en suspensión se correlacionó positivamente con las pendientes medias y negativamente con las pendientes altas en el período invierno-primavera. De modo general, los nutrientes se comportaron similar en ambos períodos, correlacionándose positivamente con las pendientes bajas y medias y negativamente con las pendientes altas (Tabla 13).

Tabla 13. Correlaciones de Spearman del período de invierno-primavera (superior) y período de verano-otoño (inferior) entre las propiedades físico-químicas: conductividad (K, $\mu\text{S/m}$), alcalinidad (Alc, mg CaCO_3/l), pH, turbidez (NTU), STS (sólidos totales en suspensión mg/l), MOS (materia orgánica en suspensión, mg/l), NT (nitrógeno total, $\mu\text{g/l}$), PT (fósforo total, $\mu\text{g/l}$), N-NH₄⁺ (amonio, $\mu\text{g/l}$), N-NO₃⁻ (nitrato, $\mu\text{g/l}$), PRS (fósforo reactivo soluble, $\mu\text{g/l}$) y las 3 categorías de pendientes: pendiente baja, media y alta. Se muestran solo las correlaciones significativas, siendo *significativo, **muy significativo, ***altamente significativo

INVIERNO-PRIMAVERA	Cond	Alc	pH	NTU	STS	MOS	NT	PT	N-NO ₃ ⁻	N-NH ₄ ⁺	PRS
Baja	0,380 ***	0,320 ***	-	-	0,207 *	-	0,282 **	0,473 ***	0,443 ***	0,192 *	0,428 ***
Media	0,358 ***	0,295 ***	-	-	0,232 **	0,206 *	0,279 **	0,483 ***	0,447 ***	0,230 **	0,433 ***
Alta	-0,371 ***	-0,310 ***	-	-	-0,220 *	-0,189 *	-0,282 **	-0,479 ***	-0,447 ***	-0,213 *	-0,431 ***

VERANO-OTOÑO	Cond	Alc	pH	NTU	STS	MOS	NT	PT	N-NO ₃ ⁻	N-NH ₄ ⁺	PRS
Baja	0,351 ***	0,233 **	-	-	0,300 ***	-	0,357 ***	0,427 ***	0,260 ***	-	0,375 ***
Media	0,347 ***	0,222 *	-	-	0,284 ***	-	0,362 ***	0,421 ***	0,274 ***	-	0,385 ***
Alta	-0,350 ***	-0,230 **	-	-	-0,290 ***	-	-0,359 ***	-0,420 ***	-0,264 ***	-	-0,377 ***

❖ Calidad de agua y tipo de suelo

Tanto en el período de invierno-primavera, como en el de verano-otoño, se observó que los cursos de agua de cuencas donde predominan suelos profundos y de textura media presentan mayor conductividad y alcalinidad. Por otra parte, los cursos adyacentes a suelos superficiales de la textura liviana presentaron menor turbidez, sólidos suspendidos y contenido de materia orgánica, en ambos períodos.

Se detectó que los cursos de agua de cuencas donde predominan suelos superficiales y de textura liviana poseen menor concentración de todo el paquete de nutrientes analizado en los dos períodos. En cambio, cursos hídricos de cuencas de suelos profundos tienen mayor concentración de NT, N-NO₃⁻, PT y PRS en el período de invierno-primavera y de PT y PRS en el período de verano-otoño, siendo más significativa la correlación con fósforo en ambos períodos. De la misma forma, los cursos de agua de cuencas donde

predominan suelos de textura media tienen correlación positiva con los mismos en los dos períodos de estudio (Tabla 14).

Tabla 14. Correlaciones de Spearman del período de invierno-primavera (superior) y período de verano-otoño (inferior) entre las propiedades físico-químicas: conductividad (K, $\mu\text{S/m}$), alcalinidad (Alc, mg CaCO_3/l), pH, turbidez (NTU), STS (sólidos totales en suspensión mg/l), MOS (materia orgánica en suspensión, mg/l), NT (nitrógeno total, $\mu\text{g/l}$), PT (fósforo total, $\mu\text{g/l}$), N-NH_4^+ (amonio, $\mu\text{g/l}$), N-NO_3^- (nitrato, $\mu\text{g/l}$), PRS (fósforo reactivo soluble, $\mu\text{g/l}$) y características del suelo: Profundidad profunda, media y superficial, Textura liviana y media. Se muestran solo las correlaciones significativas, siendo *significativo, **muy significativo, ***altamente significativo

INVIERNO-PRIMAVERA	Cond	Alc	pH	NTU	STS	MOS	NT	PT	N-NO_3^-	N-NH_4^+	PRS
Profundidad Profunda	0,323 ***	0,294 ***	-	-	-	-	0,211 *	0,437 ***	0,253 **	-	0,493 ***
Profundidad Media			-	0,273 **	-	-	-	-	0,244 **	0,199 *	-
Profundidad Superficial	-	-	-	-0,193 *	-0,230 *	-0,233 *	-0,340 ***	-0,393 ***	-0,401 ***	-0,229 *	-0,385 ***
Textura liviana	-0,302 ***	-0,243 **	-	-	-0,220 *	-0,253 **	-0,198 *	-0,502 ***	-0,416 ***	-0,274 **	-0,434 ***
Textura media	0,304 ***	0,245 **	-	-	0,225 *	0,256 **	0,201 *	0,499 ***	0,413 ***	0,272 **	0,429 ***

VERANO-OTOÑO	Cond	Alc	pH	NTU	STS	MOS	NT	PT	N-NO_3^-	N-NH_4^+	PRS
Profundidad Profunda	0,203 *	0,189 *	-	-	-	-	-	0,322 ***	-	-	0,356 ***
Profundidad Media	-	-	-	-	-	-	0,200 *	-	0,224 *	-	-
Profundidad Superficial	-0,206 *	-	-	-	-0,376 ***	-0,278 **	-0,321 ***	-0,314 ***	-0,241 **	-0,251 **	-0,241 **
Textura liviana	-0,319 ***	-	-	-0,185 *	-0,327 ***	-0,367 ***	-0,408 ***	-0,473 ***	-0,320 ***	-	-0,448 ***
Textura media	0,317 ***	-	-	0,191 *	0,327 ***	0,369 ***	0,414 ***	0,474 ***	0,325 ***	-	0,445 ***

❖ Calidad de agua y coberturas del suelo

Se observó que la conductividad, la alcalinidad y el pH se encuentran más elevados en suelos con coberturas que predominan en las partes más bajas de la cuenca, como son las áreas urbanas y las áreas inundables. Reafirmando lo dicho, se observó que dichas variables tienen correlación negativa con el porcentaje de monte nativo, de plantación forestal y de áreas desnudas. Se detectó también, una mayor prominencia a pH más básicos donde alberga la cobertura de pastizales.

Los cursos de agua con menor turbidez, menor concentración de material particulado en suspensión y su contenido de materia orgánica recorren zonas donde predominó la presencia de monte nativo y de pastizales naturales. En cambio, aquellos que recorren zonas adyacentes a las coberturas área inundable, área urbana y

cultivos, presentan mayor concentración de material en suspensión y fracción orgánica. En el período de invierno-primavera se observó una correlación positiva entre turbidez y forestación.

Se encontró que los cursos de agua que tienen menor concentración de todo el paquete de nutrientes predominan en las zonas donde alberga el monte nativo, para ambos períodos. Por otra parte, la cobertura pastizales presentó correlación negativa con PT, N-NO_3^- y PRS solo en el período de invierno-primavera, las áreas desnudas presentaron correlación negativa con NT en el invierno-primavera y con N-NH_4^+ en el verano-otoño. Por otra parte, los cursos que corren en suelos donde predominaron las áreas inundables, las áreas urbanas y los cultivos presentaron mayor concentración de nutrientes, sobre todo a PT, N-NO_3^- y a PRS en el período de invierno-primavera y a NT y PRS en el período de verano-otoño. Mientras que, los cursos que transitan por cuencas donde predominó la forestación no presentaron correlación con la carga de nutrientes, en ninguno de los dos períodos de estudiados (Tabla 15).

Por otra parte, con relación al dato de la carga ganadera en la cuenca, se encontró que mayores cargas de ganado se asocian a menores valores de PT en invierno-primavera ($\rho: -0.25$; $p < 0.004$). Mientras que, no fueron significativas las correlaciones con NT en invierno-primavera, y en verano-otoño con ninguno.

Tabla 15. Correlaciones de Spearman del período de invierno-primavera (superior) y período de verano-otoño (inferior) entre las propiedades físico-químicas: conductividad (K, $\mu\text{S}/\text{m}$), alcalinidad (Alc, $\text{mg CaCO}_3/\text{l}$), pH, turbidez (NTU), STS (sólidos totales en suspensión mg/l), MOS (materia orgánica en suspensión, mg/l), NT (nitrógeno total, $\mu\text{g}/\text{l}$), PT (fósforo total, $\mu\text{g}/\text{l}$), N-NH_4^+ (amonio, $\mu\text{g}/\text{l}$), N-NO_3^- (nitrato, $\mu\text{g}/\text{l}$), PRS (fósforo reactivo soluble, $\mu\text{g}/\text{l}$) y las coberturas del suelo: Área desnuda, área inundable, área urbana, cultivos, pastizales, monte nativo y forestación. Se muestran solo las correlaciones significativas, siendo *significativo, **muy

INVIERNO-PRIMAVERA	Cond	Alc	pH	NTU	STS	MOS	NT	PT	N-NO ₃ ⁻	N-NH ₄ ⁺	PRS
Área desnuda	-	-0,205 *	-0,189 *	-	-	-	-0,232 *	-	-	-	-
Área inundable	0,276 **	0,205 *	-	-	0,290 ***	0,226 *	-	0,368 ***	0,374 ***	0,226 *	0,304 ***
Área urbana	0,468 ***	0,419 ***	0,216 *	-	0,196 *	-	-	0,361 ***	0,282 **	-	0,341 ***
Cultivos	-	-	-	-	0,212 *	-	-	0,333 ***	0,386 ***	-	0,228 *
Pastizal	-	-	0,245 **	-0,243 **	-0,212 *	-0,212 *	-	-0,327 ***	-0,189 *	-	-0,270 **
Monte nativo	-	-	-	-0,185 *	-0,398 ***	-0,370 ***	-0,322 ***	-0,310 ***	-0,323 ***	-0,238 *	-0,190 *
Forestación	-0,207 *	-	-0,234 *	0,318 ***	-	-	-	-	-	-	-

VERANO-OTOÑO	Cond	Alc	pH	NTU	STS	MOS	NT	PT	N-NO ₃ ⁻	N-NH ₄ ⁺	PRS
Área desnuda	-	-0,241 **	-	-	-0,232 **	-	-	-	-	-0,184 *	-
Área inundable	0,309 ***	-	-	-	-	-	0,202 *	-	-	-	0,326 ***
Área urbana	0,362 ***	0,327 ***	-	-	-	0,213 *	-	0,261 **	0,208 *	-	0,353 ***
Cultivos	-	-	-	-	-	-	0,246 **	-	-	-	0,254 **
Pastizal	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Monte nativo	-0,229 *	-	-	-	-0,415 ***	-0,333 ***	-0,394 ***	-0,377 ***	-0,344 ***	-0,205 *	-0,214 *
Forestación	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Modelación de los aportes de NT y PT en los tributarios de la cuenca

En base a los resultados obtenidos en las etapas anteriores, se seleccionaron los atributos que se vinculan más fuertemente con la variación espacial y temporal de la concentración de NT y PT en ambos períodos. Además, se tomó en cuenta que estas variables explicativas integren procesos que ocurren a diferentes escalas espaciales, determinantes en la dinámica de nutrientes a escala de cuenca: cuenca de drenaje (tipo de suelo, cobertura y usos de suelo); zona riparia (estado de conservación de la zona riparia) y controles que operan en el propio cauce (calidad de agua) (Tabla 16).

Tabla 16. Variables explicativas para la elaboración de los modelos NT y PT. Los usos y coberturas del suelo y tipo de suelo se utilizaron en % por microcuenca, la conservación de la zona riparia es variable categórica, el oxígeno disuelto se utilizó en % y STS en mg/l

Grupo	Variable	Tipo de variable	Nivel en la cuenca
Uso y cobertura del suelo	Monte nativo	Continua	cuenca de drenaje
Uso y cobertura del suelo	Pastizal	Continua	cuenca de drenaje
Uso y cobertura del suelo	Cultivos	Continua	cuenca de drenaje
Uso y cobertura del suelo	Área urbana	Continua	cuenca de drenaje
Uso y cobertura del suelo	Área inundable	Continua	cuenca de drenaje
Tipo de suelo	Profundidad profunda	Continua	cuenca de drenaje
Tipo de suelo	Profundidad media	Continua	cuenca de drenaje
Tipo de suelo	Profundidad superficial	Continua	cuenca de drenaje
Tipo de suelo	Textura media	Continua	cuenca de drenaje
Tipo de suelo	Textura liviana	Continua	cuenca de drenaje
Estado de conservación de la zona riparia	Zona riparia	Categórica	zona riparia
Calidad de agua	Oxígeno disuelto	Continua	cauce
Calidad de agua	Sólidos totales en suspensión	Continua	cauce

Se generó un modelo de regresión lineal múltiple para cada una de las variables respuesta logaritmizadas. Para cada caso se obtuvo un modelo óptimo mediante una selección paso a paso con modalidad “backward” o hacia atrás. La selección del modelo óptimo se realizó usando la función stepAIC del software R (Tabla 17).

Tabla 17. Principales resultados de los modelos de regresión lineal múltiple, elaborados para las variables de respuesta log (NT invierno-primavera), log (PT invierno-primavera), log (NT verano-otoño) y log(PT+1 verano-otoño). Se presenta cada variable de respuesta con las variables predictoras correspondientes al modelo óptimo obtenido por la función stepAIC. Por último, se indican los valores de R^2 y de R^2 ajustado de cada modelo.

Período	Variable de respuesta	Variables predictoras	R^2	R^2 ajustado
Invierno-primavera	log (NT)	Sue. Prof., Monte nativo, Á. Inundable, Sue. Liv., Pastizal, Cultivos	0.38	0.35
	log (PT)	Pastizal, Sue. Liv., Cultivos, Sue. Prof., Sue. Sup., STS	0.50	0.47
Verano-otoño	log (NT)	Sue. Liv., Sue. Prof., STS, Sue. Sup.	0.39	0.37
	log (PT+1)	Sue. Liv., Z. riparia, STS, OD	0.35	0.32

En todos los casos los R^2 se encuentran en el entorno de 0.35 – 0.38 (0.32 – 0.37 para el R^2 ajustado), excepto para PT invierno-primavera donde dicho valor es de 0.5 (0.47 para el R^2 ajustado).

A continuación, se describe la contribución de las variables predictoras para cada uno de los modelos. Se muestran, además, para cada caso, las salidas gráficas obtenidas con la función visreg del software R.

❖ Modelación de los aportes de NT

En el período de invierno-primavera, las variables que explican la variabilidad del NT fueron, en orden decreciente: suelos profundos con una contribución del 35%, monte nativo (28%), cultivos (19%), suelos livianos (10%), áreas inundables (8%) y pastizales (7%) (Tabla 18). Las áreas inundables, los pastizales y el monte nativo tienen una relación negativa con el NT y el resto positiva (Fig. 7).

Tabla 18. Salida del modelo de regresión lineal múltiple elaborado para la variable log (NT) en el período invierno-primavera. Se presentan, para el intercepto y las variables predictoras, los coeficientes de regresión, el error estándar de los coeficientes, el estadístico t y el p-valor asociado. En la penúltima columna se muestra el porcentaje de cambio de la variable de respuesta al aumentar una unidad de la variable predictora, dejando a las demás variables constantes. En la última columna se indica la importancia relativa de las variables predictoras obtenida con la función calc.relimp del paquete relimp (Grömping, 2006) del software R.

NT INVIERNO-PRIMAVERA	Coefficiente de regresión	Error estándar	Estadístico T	p-valor	% de cambio en Y al aumentar una unidad de X	Imp. Relativa
Intercepto	6,137	0.213	28,834	< 2e-16***	-	-
Sue. Profundo	0,011	0,002	4,673	8,55e-06 ***	1,11%	0,346
Monte nativo	-0,014	0,003	-4,533	1,50e-05 ***	-1,41%	0,283
Cultivos	0,007	0,004	1,762	0,081 *	0,70%	0,119
Sue. Liviano	0,004	0,002	2,001	0,048 * *	0,40%	0,102
Á. inundable	-0,065	0,024	-2,698	0,008 ***	-6,71%	0,078
Pastizal	-0,005	0,002	-2,411	0,018 * *	-0,50%	0,071

NT invierno

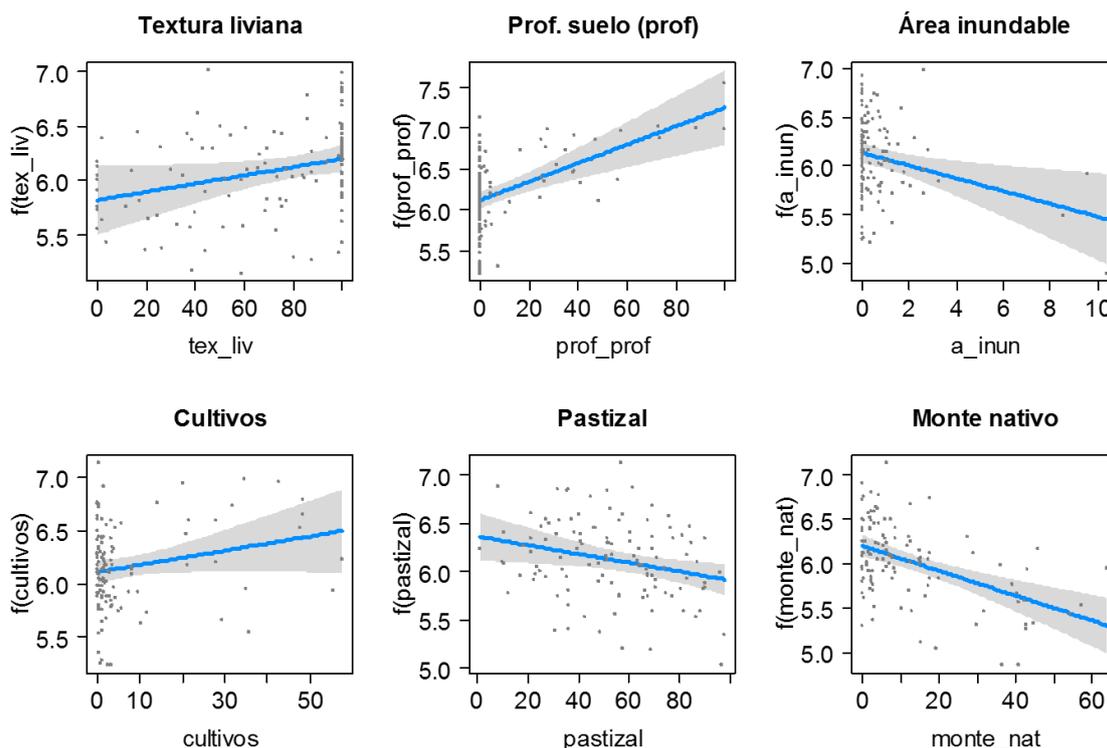


Fig. 7 Visualización de la salida del modelo de regresión lineal múltiple para la variable $\log(\text{NT})$ para el período invierno-primavera. Se muestra la relación entre NT invierno-primavera y cada una de las variables explicativas manteniendo a las demás constantes, suelos livianos (tex_liv), suelos profundos (prof_prof), áreas inundables (a_inun) cultivos (cultivos), pastizales (pastizal) y monte nativo (monte_nat). En cada caso se presenta la línea de tendencia y la banda de confianza al 95%.

En el período verano-otoño, las variables que explican la variabilidad del $\log(\text{NT})$ fueron, en orden decreciente: suelos livianos con una contribución del 40%, STS (29%), suelos livianos (22%), suelos profundos (9%) (Tabla 19). Los suelos livianos, profundos y superficiales tienen una relación negativa con el NT y STS positiva (Fig. 8).

Tabla 19. Salida del modelo de regresión lineal múltiple elaborado para la variable $\log(\text{NT})$ en el período verano-otoño. Se presentan, para el intercepto y las variables predictoras, los coeficientes de regresión, el error estándar de los coeficientes, el estadístico t y el p-valor asociado. En la penúltima columna se muestra el porcentaje de cambio de la variable de respuesta al aumentar una unidad de la variable predictor, dejando a las demás variables constantes. En la última columna se indica la importancia relativa de las variables predictoras obtenida con la función `calc.relimp` del paquete `relaimpo` del software R.

NT VERANO-OTOÑO	Coefficiente de regresión	Error estándar	Estadístico T	p-valor	% de cambio en Y al aumentar una unidad de X	Imp. Relativa
Intercepto	6,991	0,147	47,496	< 2e-16 ***	-	-
Sue. Liviano	-0,008	0,002	-4,328	3,4e-05 ***	-0,8%	0,400
STS	0,005	0,002	3,079	0,003 **	0,5%	0,287
Sue. Superficial	-0,005	0,002	-2,617	0,010 *	-0,5%	0,223
Sue. Profundo	-0,008	0,003	-3,195	0,002 **	-0,8%	0,090

NT verano

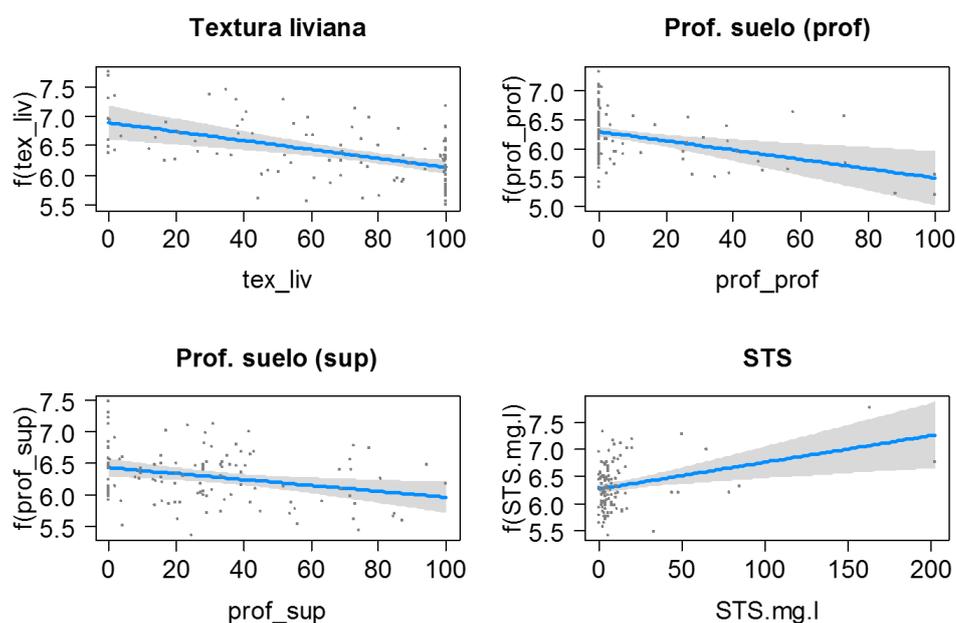


Fig. 8 Visualización de la salida del modelo de regresión lineal múltiple para la variable log (NT) para el período verano-otoño. Se muestra la relación entre NT verano-otoño y cada una de las variables explicativas manteniendo a las demás constantes, suelos livianos (tex_liv), suelos profundos (prof_prof), suelos superficiales (prof_sup) y sólidos totales suspendidos (STS). En cada caso se presenta la línea de tendencia y la banda de confianza al 95%.

❖ Modelación de los aportes de PT

En el período de invierno-primavera, las variables que explican la variabilidad del log (PT) fueron, en orden decreciente: suelos livianos con una contribución del 28%, cultivos (22%), pastizales (20%) suelos profundos (18%), suelos superficiales (9%) y STS (4%) (Tabla 20). Los suelos de livianos, superficiales y los pastizales tienen una relación negativa con el PT y el resto positiva (Fig. 9).

Tabla 20. Salida del modelo de regresión lineal múltiple elaborado para la variable log (PT) en el período invierno-primavera. Se presentan, para el intercepto y las variables predictoras, los coeficientes de regresión, el error estándar de los coeficientes, el estadístico t y el p-valor asociado. En la penúltima columna se muestra el porcentaje de cambio de la variable de respuesta al aumentar una unidad de la variable predictor, dejando a las demás variables constantes. En la última columna se indica la importancia relativa de las variables predictoras obtenida con la función calc.relimp del paquete relimp del software R.

PT INVIERNO-PRIMAVERA	Coefficiente de regresión	Error estándar	Estadístico T	p-valor	% de cambio en Y al aumentar una unidad de X	Imp. Relativa
Intercepto	4,179	0,244	17,122	< 2e-16 ***	-	-
Sue. Liviano	-0,005	0,002	-2,323	0,022 **	-0,5%	0,276
Cultivos	0,009	0,009	1,994	0,049 **	0,9%	0,221
Pastizal	-0,009	0,002	-4,098	8,06e-05 ***	-0,9%	0,197
Sue. Profundo	0,005	0,003	1,830	0,070 *	0,5%	0,176
Sue. Superficial	-0,003	0,002	-1,634	0,105	0,3%	0,085
STS	0,008	0,005	1,598	0,113	0,8%	0,044

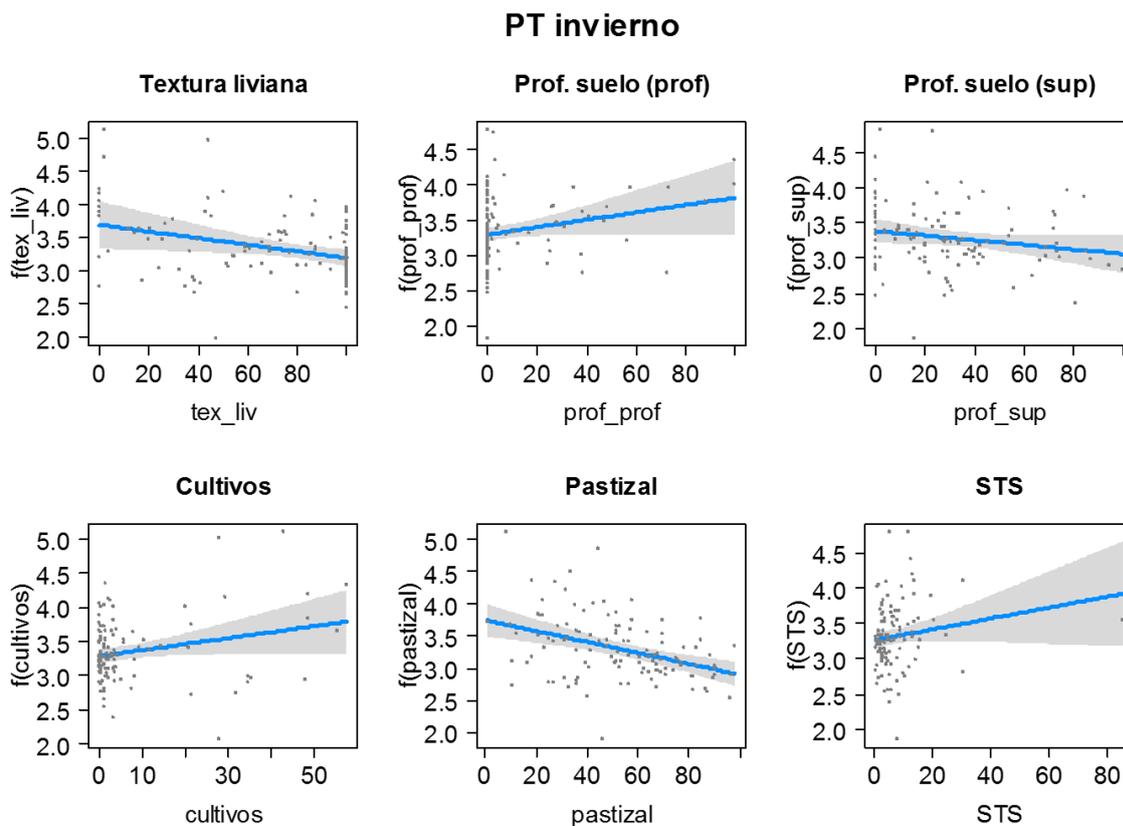


Fig. 9 Visualización de la salida del modelo de regresión lineal múltiple para la variable log (PT) para el período invierno-primavera. Se muestra la relación entre PT invierno-primavera y cada una de las variables explicativas manteniendo a las demás constantes, suelos livianos (tex_liv), suelos profundos (prof_prof), suelos superficiales (prof_sup), cultivos (cultivos), pastizales (pastizal) y sólidos totales suspendidos (STS). En cada caso se presenta la línea de tendencia y la banda de confianza al 95%.

En el período verano-otoño, las variables que explican la variabilidad del log (PT+1) fueron, en orden decreciente: suelos livianos con una contribución del 52%, estado de conservación de la zona riparia (21%), STS (20%) y porcentaje de oxígeno disuelto (6%) (Tabla 21). Los suelos livianos, zona riparia y OD tienen una relación negativa con el PT y STS positiva (Fig. 10).

Tabla 21. Salida del modelo de regresión lineal elaborado para la variable log (PT+1) en el período verano-otoño. Se presentan, para el intercepto y las variables predictoras, los coeficientes de regresión, el error estándar de los coeficientes, el estadístico t y el p-valor asociado. En la penúltima columna se muestra el porcentaje de cambio de la variable de respuesta al aumentar una unidad de la variable predictor, dejando a las demás variables constantes. En la última columna se indica la importancia relativa de las variables predictoras obtenida con la función calc.relimp del paquete relaimpo del software R.

PT VERANO-OTOÑO	Coefficiente de regresión	Error estándar	Estadístico T	p-valor	% de cambio en Y al aumentar una unidad de X	Imp. Relativa
Intercepto	5,069	0,398	12,717	< 2e-16 ***	-	-
Sue. Liviano	-0,015	0,004	-3,939	1,47e-4 ***	-1,15%	0,52
Cons. Zona riparia=1	-0,418	0,264	-1,584	0,116	-51,9%	0,213
Cons. Zona riparia=2	-0,714	0,319	-2,237	0,027 **	-104,21%	
STS	0,01	0,005	2,120	0,036 **	0,98%	0,2
OD	-0,006	0,004	-1,551	0,124	-0,60%	0,069

PT verano

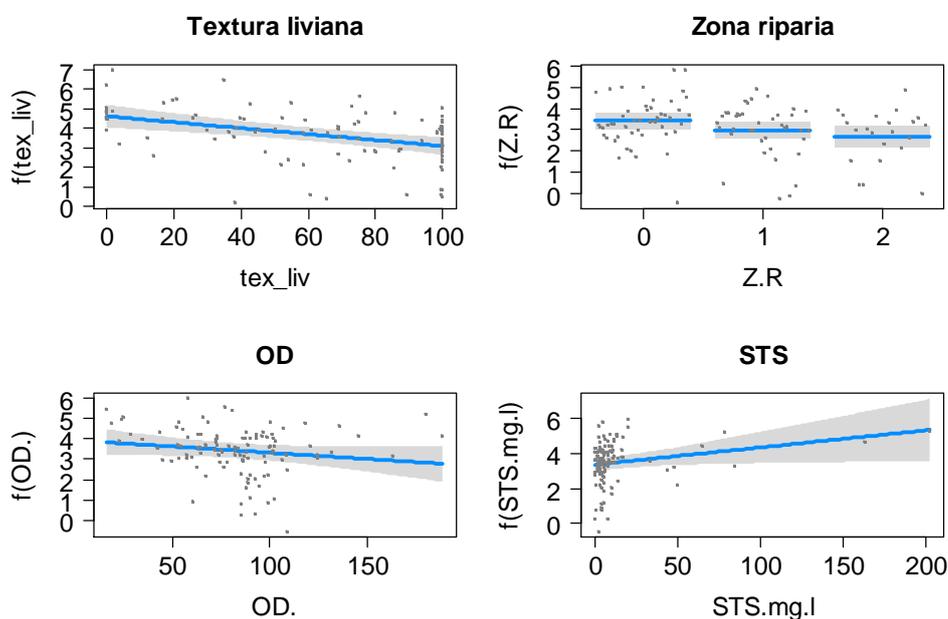


Fig. 10 Visualización de la salida del modelo de regresión lineal múltiple para la variable log (PT+1) verano-otoño. Se muestra la relación entre PT verano-otoño y cada una de las variables explicativas manteniendo a las demás constantes, suelos livianos (tex_liv), conservación de la zona riparia (Z.R) y porcentaje de oxígeno disuelto (OD) y sólidos totales suspendidos (STS). En cada caso se presenta la línea de tendencia y la banda de confianza al 95%.

DISCUSIÓN

La hipótesis 1 fue corroborada, las fracciones totales e inorgánicas disueltas de nutrientes fueron mayores en el período verano-otoño, presentando diferencias significativas entre períodos. El PT presentó un patrón particular, a pesar de que el valor de la media para el verano-otoño es mayor que en el invierno-primavera no se detectó diferencias significativas con el método empleado, pero si con aproximaciones paramétricas a pesar del incumplimiento de la homogeneidad de varianza, generada por la considerable heterogeneidad espacial observado. La capacidad diferencial de dilución por la reducción de caudales en la época estival juega un papel clave, es importante recordar la ausencia de caudal en 4 estaciones a finales del período verano-otoño. Al mismo tiempo, durante el período de mayor movilidad de nutrientes por escorrentía (invierno-primavera), los factores vinculados a las coberturas y usos de suelo: cultivos, pastizales y monte nativo, se relacionaron estadísticamente con la heterogeneidad espacial de nutrientes (fracciones totales) en agua observado. Los factores estructurales como los tipos de suelo también condicionan el patrón espacial registrado, con un mayor peso en la época estival. Finalmente, controles asociados al cauce del agua o los bordes riparios se relacionan estadísticamente a la concentración de nutrientes, fundamentalmente en verano-otoño. En síntesis, la evidencia empírica permite comprobar la hipótesis 2, un conjunto de controles o forzantes naturales y de origen antrópico condicionan los niveles de nitrógeno y fósforo en la red de tributarios estudiado. La relevancia de cada control o forzantes es dependiente de la época del año considerado.

Las relaciones de disimilitud entre las estaciones de muestreo, en función del conjunto de parámetros físico-químicos, es independiente del período considerado de acuerdo con las pruebas de Mantel y ANOSIM, es decir una parte de las relaciones espaciales (estaciones más parecidas o conjuntos más diferentes) se mantienen en el tiempo (y en su magnitud). Es importante destacar que dichas relaciones de disimilitud entre las estaciones de muestreo son absolutamente independientes del orden del curso en ambos períodos considerados, destacando la importancia de los controles estructurales y de uso antes indicados.

Particularidades de la cuenca del Laguna del Sauce

La cuenca de Laguna del Sauce es una cuenca pequeña en extensión y muy diversa en cuanto a su geomorfología, está contenida por importantes sierras, por lo que la red de tributarios corre por zonas de grandes pendientes en los sectores altos y medios de la cuenca, y por zonas más planas cercanas a la laguna.

Las cuencas analizadas fueron muy heterogéneas en cuanto al tamaño, así como en cuanto a la densidad y orden de los cursos. Además, el área de estudio se presentó como un mosaico en cuanto a las coberturas del suelo, con un predominio de los pastizales (fundamentalmente campo natural) seguido por las plantaciones forestales y monte nativo serrano. De acuerdo al contexto indicado, se observó una gran heterogeneidad espacial de las propiedades físico-químicas analizadas en los cursos de agua para los dos períodos estudiados. En este sentido, las mayores variaciones espaciales fueron observadas en: PRS, NTU, STS y PT.

Los cursos hídricos son sistemas conectados longitudinalmente y los procesos que se dan en los tramos bajos son consecuencia de aquellos producidos en tramos altos. De todas formas, en este estudio se evidenciaron gradientes longitudinales atípicos.

En las cuencas pequeñas y en los cursos de primer y segundo orden se detectaron los valores más elevados de NT y PT. Esto no concuerda con lo esperado ni con la bibliografía, Prairie y Kalff (1986) encontraron relación positiva entre el tamaño de las cuencas y la concentración de nutrientes. Dicha diferencia puede deberse a la gran heterogeneidad y variabilidad de las microcuencas analizadas. Además, las concentraciones de nutrientes más altas correspondieron a cursos muy alterados en los márgenes, carentes o con muy pobre vegetación riparia y con el ganado accediendo directamente al curso de agua. Belsky et al. (1999) reportan la influencia del ganado en la estabilidad de la zona riparia y el incremento en la vulnerabilidad a la erosión de los suelos. De acuerdo con Davies-Colley y Nagels (2004), Savadogo et al. (2007), Butler et al. (2008) el ganado puede alterar la calidad del agua debido a la deposición de fecas y orina, el pisoteo y compactación del suelo, así como deteriorando el hábitat ripario. Por otra parte, algunos de los cursos con mayor concentración de nutrientes se encuentran en cuencas con una gran cobertura de agricultura.

En la mayoría del área de estudio se desarrollan actividades ganaderas, predominando la ganadería extensiva. En el análisis realizado, se encontró únicamente que una mayor carga ganadera se vincula a menor concentración de fósforo en los cursos de agua, en el período de invierno-primavera. Esta relación no esperada podría vincularse a que en zonas donde hay más carga de ganado hay menos cultivos, y es esto lo que realmente explica las mayores concentraciones de PT de agua. Excluyendo del análisis las cuencas con mayores % de cultivos, las correlaciones dejan de ser significativas para PT en invierno-primavera.

Prairie y Kalff (1986) y Silva y Williams (2001) documentaron la existencia de relación negativa entre las pendientes y calidad de agua, argumentando que mayores pendientes posibilitan mayores flujos de escurrimiento superficial y subsuperficial, y también mayores tasas de erosión (Wischmeir y Smith 1978, Strahler y Strahler 1994). En cambio, en el presente estudio la relación entre pendientes y calidad de agua fue positiva en ambos períodos, es decir se observó una correlación significativamente negativa entre la pendiente y los nutrientes. En otras palabras, las microcuencas con pendientes más bajas son las que registran mayores valores de NT y PT. Estos resultados podrían deberse a que las zonas de pendientes más bajas presentan suelos

de mayor aptitud agrícola y por tanto registran un uso del suelo de mayor intensidad. De forma contraria, los suelos en pendientes medias a altas, más vulnerables a la erosión y con menor aptitud agrícola, registran usos menos intensivos. Se puede constatar la falta de gestión predial en zonas con topografía diferente, que genera decisiones productivas inadecuadas con relación a la calidad de agua.

Otro gradiente longitudinal no esperado, fue el de los sólidos suspendidos y su contenido de materia orgánica. Se encontró que los cursos de primer y segundo orden son los que presentan mayor concentración de STS en los dos períodos estudiados. Al distinguir cuales son los puntos con mayores contenidos de sólidos suspendidos, se detectó que, al igual que como sucede con los nutrientes, estos cursos se caracterizan por estar muy deteriorados, en su mayoría por la carga de ganado.

Por otra parte, si bien se observó una correlación positiva entre la temperatura y el oxígeno disuelto, no se detectó el gradiente longitudinal esperado para ninguno de los dos atributos (Fig. 3). El hecho de que en las nacientes haya mayores temperaturas que aguas abajo se puede deber a dos procesos. En primera instancia puede estar dado a que, en muchos de los puntos de muestreo, los cursos de pequeños, además de tener un menor caudal, estaban represados quedando el agua mayormente estancada o con un flujo muy bajo. Este factor permite que el agua quede retenida absorbiendo calor y consecuentemente aumentando la temperatura. Por otro lado, los resultados indican que cursos de mayor orden tienen más conservada la zona riparia que los de menor orden (en términos generales), lo que genera sombra y esta no permite el aumento de la temperatura. Sin embargo, es bajo el porcentaje de cursos que tienen buen estado de conservación de la zona riparia.

Se detectó una relación directa entre los atributos conductividad, alcalinidad y pH. Esto se debe a que los aniones mayoritarios, que contribuyen de forma relevante a la conductividad también condicionan la capacidad buffer en agua dulce, ellos son el calcio y el bicarbonato (Kalff, 2003; Lampert & Sommer, 2007). Sin embargo, se encontró una alta heterogeneidad espacial de la conductividad y la alcalinidad, así como un gradiente longitudinal atípico. Al contrario de lo esperado se detectaron los valores más altos de este conjunto de atributos en las zonas altas de la cuenca cuando normalmente ocurren en las zonas más bajas. Posiblemente, este patrón es el resultado del afloramiento agua subterránea con un alto contenido de carbonato de calcio, siendo necesario intensificar los esfuerzos para conocer el comportamiento estos procesos. Por otra parte, se detectó que algunas nacientes con mayor reserva alcalina presentaron un mayor contenido de nitrógeno total (y nitrato) en invierno-primavera y fósforo total (y PRS) en verano-otoño. Es interesante profundizar los mecanismos que explican estos patrones ya que pueden resultar de la composición geológica y/o presiones antrópicas en las nacientes, principalmente ganadería extensiva.

Por otra parte, la elaboración de modelos de regresión lineal múltiple generó buenos ajustes en ambos períodos, sin embargo, estos modelos asumen relaciones lineales entre las variables predictoras y la variable

respuesta. Además, deben cumplirse los supuestos de normalidad y homocedasticidad de los residuos. Análisis más generales que permitan otras distribuciones en la variable de respuesta, como ser los Modelos Lineales Generalizados (GLM), podrían ser una buena alternativa para mejorar el ajuste obtenido. Asimismo, modelos que consideren relaciones no lineales entre las variables predictoras y la de respuesta, como ser los Modelos Aditivos Generalizados (GAM), también podrían constituir una buena alternativa para lograr mayores porcentajes de varianza explicada.

Importancia de los controles en la distribución espacial de la concentración de NT y PT

Las variables que explican con más fuerza la variabilidad de los nutrientes en la red de tributarios de la cuenca de Laguna del Sauce son: tipo de suelo (textura y profundidad), uso y coberturas de suelo (monte nativo, pastizal, área inundable y cultivos), el estado de conservación de la zona riparia y los procesos internos que inciden con los niveles de OD y STS en el cauce. A grandes rasgos se observa que, para el NT los atributos que cobran mayor importancia son aquellos asociados al tipo de suelo (suelos profundos y de textura liviana), a las coberturas de monte nativo y cultivos y a los sólidos suspendidos. Los atributos más influyentes en la heterogeneidad del PT se vinculan al tipo de suelo (suelos livianos y profundos), a las coberturas de cultivos y pastizales, así como al estado de conservación de la zona riparia y a procesos internos del curso de agua.

Los suelos superficiales y de textura liviana predominan en las zonas altas y medias de la cuenca y ocupan el mayor porcentaje de área de la cuenca de Laguna del Sauce en su totalidad. Dichas características son de esperar, dado el predominio del paisaje serrano y afloramientos rocosos asociados o con la roca madre muy cercana a la superficie. Al analizar las correlaciones se observa que algunos de los cursos de agua asociados a estos suelos presentaron menores concentraciones de nutrientes. Contrariamente, aquellas microcuencas con una importante área de suelos profundos y textura media, predominantes en las zonas bajas de la cuenca, presentaron una mayor concentración de nutrientes. Los suelos de dichas características se vinculan con usos más intensivos del suelo, como cultivos o áreas urbanas. Los suelos de textura media (limosos) en comparación con fina o liviana (arcillosos) tienen una menor capacidad de retención de nutrientes debido a una menor capacidad de retención de agua y a una menor capacidad de intercambio catiónico, a su vez son más vulnerables frente a procesos erosivos (Renard y Foster, 1983; McDowell y Sharpley, 2002). Por lo tanto, es posible encontrar mayores concentraciones de NT y PT en agua en microcuencas donde predominan suelos con textura media y profundos. Los resultados demuestran que la distribución espacial de los suelos profundos y livianos explican parte de la variabilidad del NT en invierno-primavera (35% y 10%, respectivamente), ambos

con un vínculo positivo. Mientras que en el verano-otoño ocurre lo contrario, presentando una correlación negativa tanto con los suelos profundos como con los suelos de textura liviana, con una importancia relativa inversa (9% y 40%, respectivamente), los suelos superficiales también se vinculan de manera negativa (con una importancia relativa del 22%). Esto puede vincularse a que las mayores precipitaciones del período invierno-primavera intensificaron los procesos de movilización del nitrógeno (Quinton et al, 2001). Este conjunto de relaciones demuestra la importancia de la variación temporal de la escurrentía superficial como primer control en los intercambios de nitrógeno entre los sistemas terrestres y los acuáticos en esta cuenca. Esta evidencia concuerda con el trabajo de Udawatta et al. (2006), donde se plantea un aumento del escurrimiento de nitrógeno en cuencas agrícolas a medida que aumentan las precipitaciones. Este patrón resulta esperado para el caso del nitrógeno dado que sus principales formas de movilización desde la cuenca a los cursos de agua se relacionan al escurrimiento superficial, lixiviación y erosión (Follet, 2008). En el caso del PT el conjunto de las relaciones estadísticas presenta un escenario diferente en invierno-primavera y en verano-otoño, vinculándose negativamente con los suelos livianos (los cuales explican la heterogeneidad del PT con un 28% y 52% respectivamente). Esta relación puede asociarse a que estos suelos presentan un uso del suelo muy poco intensivo, y de esta forma no exista aportes significativos de fósforo desde los sistemas terrestres a los sistemas acuáticos. Reafirmando lo dicho, para el período verano-otoño el PT se correlacionó positivamente con los suelos profundos (donde se registraron usos de mayor intensidad), teniendo una importancia del 18% en la explicación de la concentración de dicho nutriente. Por otra parte, es interesante destacar que en el período de invierno-primavera el contenido de STS se relaciona positivamente con el PT y en el verano-otoño con el PT y PRS. El conjunto de relaciones sugiere que además de la textura del suelo, la concentración de PT en los cursos de agua se vincula principalmente a la erosión del suelo. Esto concuerda con trabajos de Quinton et al. (2001), Kronvang et al. (1997) y Sekely et al. (2002), quienes proponen que los principales procesos de movilización de PT son erosión de los suelos y erosión de los márgenes del curso.

Tal como era de esperar, se observó en ambos períodos que los cursos de agua que tienen menor concentración de nutrientes ocurren mayoritariamente en microcuencas con una mayor área ocupada por el monte nativo serrano. El papel del monte nativo debe ser considerado desde al menos tres puntos de vista. Por un lado, la capacidad de reciclaje y retención de nutrientes provenientes del suelo (Zaimes et al, 2008), por otro el control de la erosión de márgenes y por otro la menor actividad agropecuaria en microcuencas con una elevada cobertura arbórea y arbustiva. Al analizar esta variable, en contraste con las demás, se detectó que tiene una mayor influencia (y negativa) en el NT para el periodo de invierno-primavera (28%), pero no se detecta significativamente influyente en el verano-otoño, así como para el fósforo en todos los períodos considerados. Es importante destacar que la mayor cobertura de monte nativo se relacionó negativamente con la conductividad, la alcalinidad, pH, STS y su contenido de materia orgánica. Este conjunto de relaciones indica que la vegetación arbórea y arbustiva controla el aporte de varios elementos, incluso aquellos que

condicionan una mayor reserva alcalina o conductividad, así como también los procesos erosivos (Zuazo y Pleguezuelo, 2008).

La cobertura de pastizales, la cual incluye tanto pastizales naturales (campo natural) como praderas mejoradas, se correlacionó únicamente de manera negativa con el fósforo total en el período de invierno-primavera. Sin embargo, en el análisis multivariado, los pastizales explican además de la concentración de PT en el período invierno-primavera (20%), la concentración de NT para el mismo período (7%). En el período de verano-otoño, en cambio, no presenta ninguna correlación significativa con las variables respuesta. En el caso de cuencas con una amplia cobertura de pastizales naturales es esperable un menor aporte de nutrientes (Blanco-Canqui et al, 2004) ya que lo que predomina es la ganadería y esta es una actividad menos intensiva que la agricultura. Algunas microcuencas con mayor cobertura de pastizales presentaron menores valores de STS y su contenido de MOS en invierno-primavera, sugiriendo un menor impacto de los procesos erosivos.

Los cursos de microcuencas con mayor porcentaje de área ocupada por cultivos, áreas urbanas y áreas inundables presentaron mayor concentración de nutrientes. En el período de invierno-primavera, los cultivos presentaron alta correlación y positiva con el fósforo, sobre todo su fracción total, así como con el nitrato y STS. Mientras que, en el verano-otoño el vínculo fue con el NT y el PRS. Sin embargo, mediante los modelos de regresión lineal múltiple, se observó que los cultivos son una variable explicativa para la entrada de NT y PT solo en el período de invierno-primavera (con una importancia relativa del 12% y 22%, respectivamente), no en el de verano-otoño. Considerando las diferencias entre invierno-primavera y verano-otoño, queda nuevamente destacado el rol de las fuentes difusas y la erosión de suelo por la escorrentía en la concentración de nutrientes en sistemas acuáticos (Carpenter et al, 1998).

Las áreas inundables corresponden a zonas de humedales y bañados, las cuales tienen un papel importante en la regulación de los intercambios entre los ecosistemas terrestres y acuáticos (Kozlowski, 2002). Estas áreas presentaron una fuerte correlación positiva con el fósforo (total y disuelto) y con las fracciones disueltas de nitrógeno en el período de invierno-primavera; mientras que, en el período de verano-otoño se correlaciona positivamente con el nitrógeno total y más fuertemente con el fosfato. Al mismo tiempo, algunas de las microcuencas con mayor área de zonas inundables presentaron mayores valores de conductividad, alcalinidad, pH, STS y su contenido de materia orgánica. Los humedales bien conservados tienen un rol fundamentalmente retenedor de material en suspensión y nutrientes (Borin et al, 2010), condicionando relaciones de sentido inverso al observado. Las relaciones estadísticas encontradas en este trabajo sugieren que estas zonas presentan probablemente un importante uso productivo (ganadería y/o agrícola) y también un pobre estado de conservación. En cambio, en base a los modelos analizados, esta cobertura de suelo estaría

influyendo de manera negativa en la concentración de NT en el período de mayor escorrentía, invierno-primavera (8%), sin explicar significativamente en el resto de los modelos. Los humedales funcionan como retenedores, fuentes o transformadores dependiendo del elemento o el aspecto considerado. En algunas circunstancias, la variabilidad en el régimen de precipitación cambia sustancialmente el modo de funcionamiento. A modo de ejemplo, puede actuar como retenedor de material en suspensión y nutrientes en períodos de lluvias normales, pero puede pasar a funcionar como fuente de material en suspensión y nutrientes en períodos de intensa precipitación (Zaimes et al, 2008; Reddy et al, 1995; Boomer y Bedford, 2008; Zak, et al. 2009). Además, debe tener en cuenta los usos del suelo, la elevada productividad de los humedales puede condicionar una mayor concentración de ganado en la época estival y contribuir con un mayor aporte de nutrientes.

Diferentes estudios vinculan la calidad de agua a las fuentes puntuales, siendo desagües industriales y saneamiento urbano los que generan las mayores concentraciones de nutrientes en los sistemas acuáticos (Díaz, 2010; Silva y Willams 2001). En este estudio las áreas urbanas se asociaron a microcuencas que drenan cursos con mayor contenido de fósforo, tanto total como disuelto, nitrato, conductividad y alcalinidad, tanto en invierno-primavera como verano-otoño. En invierno-primavera además se registró mayores valores de STS y pH. Los asentamientos urbanos generan grandes aportes de nutrientes a los cursos de agua y otros compuestos que afectan la conductividad y la alcalinidad (Wang et al, 2001), sobre todo cuando carecen de sistemas de saneamiento adecuados como es el caso de la Capuera y parte de la ciudad de Pan de Azúcar. A pesar de ello, esta variable no estaría generando grandes aportes al ser contrastadas con las otras variables explicativas. Al mismo tiempo, la evidencia estadística demuestra que además de los factores estructurales, las actividades antrópicas condicionan la variabilidad espacial de los nutrientes, tanto de las formas totales como disueltas.

Se demostró empíricamente que los cursos de agua con buen estado de desarrollo de la vegetación riparia y mayor conservación de los márgenes presentaron menores concentraciones de nutrientes, así como de STS y su contenido de materia orgánica. Esta variable explicó parte de la heterogeneidad del PT en el período de verano-otoño (21%), siendo que cuanto mayor conservado este la zona riparia, menor concentración de PT se observa. Estos resultados concuerdan con antecedentes (Rowe et al, 2002; Boothroyd et al, 2004; Ríos & Bailey, 2006) que demuestran el papel de estos ecotonos en la retención de nutrientes que son transportados por la escorrentía superficial y subsuperficial. Por el contrario, la pérdida de la vegetación riparia aumenta la erosión del suelo, el aporte de nutrientes y de sedimentos al agua (Vought et al, 1995; Boothroyd et al, 2004). La mayor parte de los puntos analizados presentaron una baja conservación de la zona riparia o su completa ausencia. La consolidación y restauración de la zona riparia resulta una estrategia eficiente y necesaria al momento de reducir los aportes de nutrientes desde la cuenca a los sistemas lóticos.

Se encontró menor porcentaje de saturación de oxígeno (media) en verano-otoño que en invierno-primavera, posiblemente influenciado por las elevadas temperaturas y su menor capacidad de solubilidad del oxígeno. Un bajo porcentaje de saturación de oxígeno determina la ocurrencia de ciertos procesos internos del curso, como la desnitrificación, liberación de fósforo desde el sedimento (Follet, 2008; Olli et al, 2009). En este contexto, se observó que en el período de invierno-primavera el porcentaje de saturación de oxígeno se correlaciona negativamente con el fósforo (total y disuelto) y con el nitrato de manera significativa. Sin embargo, en el período de verano-otoño el OD se correlacionó de manera positiva y muy significativa con todas las formas de fósforo, sugiriendo la movilización del nutriente desde el sedimento a la columna de agua. Siguiendo con esta línea, el vínculo de los nutrientes con este control tiene su relevancia en la variación espacial del PT para el período de verano-otoño, explicando su variabilidad en un 7%. Lo que pone en evidencia la importancia de los procesos que ocurren en el interior de los cursos de agua (Kalff 2002; Allan y Castillo 2007) y su vínculo con las presiones atmosféricas, así como el rol que podría estar jugando la carga interna de los tributarios en la calidad del agua.

Los sólidos totales en suspensión presentaron una correlación altamente significativa y positiva con las formas disueltas de nitrógeno y con el PT en el invierno-primavera, en el verano-otoño estas correlaciones se repiten y se le suma el NT. Dadas las elevadas significancias de las correlaciones encontradas entre los STS y los nutrientes, tanto en sus formas totales como disueltas, resultó pertinente incluir esta variable en los modelos de regresión lineal múltiple. Los análisis multivariados demuestran su relevancia para predecir la concentración de NT en el período verano-otoño (29%) y de PT tanto en invierno-primavera como verano-otoño (4% y 20%, respectivamente). El conjunto de relaciones destaca la contribución de los procesos erosivos en esta cuenca, condicionados por las fuertes pendientes y el predominio de suelos superficiales.

En las cuencas donde predominan los monocultivos de Eucalyptus, se esperaría encontrar mayor déficit hídrico en los suelos (Céspedes et al, 2009), lo que debería repercutir en menores flujos de agua hacia los cursos y por ende efectos en la capacidad de dilución de los tributarios adyacentes. Sin embargo, las concentraciones de nutrientes no se correlacionan con las áreas forestadas, de lo que se deduce que los suelos de estas microcuencas no estarían contribuyendo con grandes aportes de nutrientes. Esto puede deberse a la baja fertilidad actual de estos suelos, así como a la baja intensidad de las actividades agropecuarias en la zona.

Consideraciones finales

Los resultados de este trabajo permiten concluir que el nivel de nutrientes en los tributarios de la cuenca de Laguna del Sauce es dependiente de los procesos que ocurren en zonas del paisaje alejadas del cauce principal, en las interfaces entre el sistema terrestre y acuático (zona riparia) y al interior del propio curso. En la misma línea, permite afirmar que a partir de los procesos que ocurren únicamente en una de estas zonas no es posible explicar las concentraciones de estos nutrientes presentes. Así como también, se puede afirmar que en el período de verano-otoño las concentraciones de nutrientes son más elevadas.

La distribución espacial de NT y PT en el área de estudio depende de la distribución de las variables de uso, las cuales, a su vez, se encuentran condicionadas por las variables estructurales.

La participación de los diferentes usos del suelo, como el estado de conservación de la zona riparia en la determinación de las concentraciones de PT y NT en agua, permiten identificar acciones necesarias para minimizar las exportaciones de nutrientes desde la cuenca. Dentro de éstas se destacan la necesidad de tomar y ejercer acciones a nivel de predios como: controlar en la carga de ganado y su acceso a los cursos de agua, controlar en la tasa y calendario de las aplicaciones de nutrientes, conservar la vegetación riparia y la calidad de los márgenes, también es necesario lograr mejoras en los sistemas de tratamiento de aguas residuales de los centros poblados. Además, la distribución espacial de las variables estructurales aporta una razón adicional sobre la necesidad de avanzar en la planificación y ordenamiento territorial de los usos del suelo.

La complejidad e importancia de la cuenca de estudio demanda intensificar los esfuerzos para continuar avanzando en la comprensión de los procesos asociados a la calidad del agua. Resulta necesario en este sentido continuar con estudios en la zona, incluyendo más puntos de muestreo en los cursos de órdenes mayores para así tener información más precisa de lo que sucede aguas abajo. También sería apropiado incluir los posibles cambios en las coberturas del suelo entre un período y el otro (cosecha-siembra, forestación-desforestación, cultivo-pastoreo). Además, contar con datos geo-referenciados de la carga de ganado por hectáreas, diferenciando si los animales acceden al curso de agua o no. Así como sumar información sobre la litología de la zona, la cual podría estar jugando un papel importante en la calidad de agua de los tributarios de la cuenca de Laguna del Sauce.

BIBLIOGRAFÍA

Achkar, M., Cayssials, R. y Domínguez, A. (1999). Desafíos para Uruguay. Espacio Agrario. Espacio Ambiental. Ed. Nordan. Montevideo. p.124

Achkar, M.; Cayssials, R.; Domínguez, A.; Pesce, F. (2004) Hacia un Uruguay Sustentable. Gestión integrada de cuencas hidrográficas. Uruguay, Redes Amigos de la Tierra

Achkar M., Domínguez A., Pesce F. (2006). Principales transformaciones territoriales en el Uruguay rural contemporáneo. Pampa: Revista Interuniversitaria de Estudios Territoriales, ISSN 1669-3299, Nº. 2, p. 219-242

Achkar, M; Dominguez, A. y Pesce, F. (2014). Cuencas Hidrográficas del Uruguay, Situación y perspectivas ambientales y territoriales. REDES - AT. Montevideo. 165 pp.

Agarwal, A.; De los Angeles, M.; Bhatia, R.; Chéret, I.; Dávila-Poblete, S.; Falkenmark, M.; Gonzalez Villareal, F.; Jonch-Clausen, T.; Kadi, M.; Kindler, J.; Rees, J.; Roberts, P.; Solanes, M.; Wright, A. (2000) Manejo Integrado de Recursos Hídricos. TAC Background papers Nº 4. Suecia, Global Water Partnership

Akaike, H. (1973). Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In B. N. Petrov and F. Csaki (Eds.), Second international symposium on information theory (pp. 267-281). Budapest: Akademiai Kiado.

Allan, D.; Castillo M. (2007). Stream Ecology. Structure and Function of Running Waters. Second Edition. Springer. p.444

Altesor, A.; Piñeiro, G.; Lezama, F.; Jackson, R.B.; Sarasola, M. and Paruelo, J.M. (2006). Ecosystem changes associated with grazing in subhumid South American grasslands. Journal of Vegetation Science, 17: p.323-332.

APHA (American Public Health Association) (1995) Standard methods for examination of water and wastewater APHA/AWWA/WPCF. Washington, p. 1268

Baeza, S. (2016) El Uso/Cobertura del suelo en Uruguay y los Pastizales de Río de la Plata: caracterización, análisis de sus cambios a lo largo del tiempo e impactos sobre el funcionamiento ecosistémico. Tesis de Doctorado en Ciencias Biológicas Área Biología (sub-área Ecología) PEDECIBA. Montevideo, Uruguay

Belsky, A., Matzke A. y Uselman S. (1999) Survey of Livestock Influences on Stream and Riparian Ecosystems in the Western United States. Journal of Soil and Water Conservation, 54: p.419-31.

Blanco-Canqui, H.; Gantzer, C.J; Anderson, S.H.; Alberts, E.E.; Thompson, A.L. (2004) Grass barrier and vegetative filter strip effectiveness in reducing runoff, sediment, nitrogen, and phosphorus loss. Soil Science Society of America Journal. 68: p.1670-1678

Bonilla, S. (2009) Cianobacterias Planctónicas del Uruguay: Manual para la identificación y medidas de gestión. Programa Hidrológico Internacional, UNESCO y Facultad de Ciencias-Universidad de la República.

Boomer, K. y Bedford B. (2008) Groundwater-induced redox-gradients control soil properties and phosphorus availability across four headwater wetlands, New York, USA. Biogeochemistry, 90: p.259-274.

Boothroyd, I.K.G; Quinn, J.M.; Laiger, E.R.; Cortly, K.S; Steward, J. (2004) Ribereñan buffers mitigate effects of pine plantation logging on New Zealand. Forest Ecology and Management. 194: p199-213

Borin, M, Passoni, M., Thiene, M., Tempesta, T. (2010) Multiple functions of buffer strips in farming areas. European Journal of Agronomy. 32: p.103-11

Bormann, F.H.; Likens, G.E. (1967) Nutrient cycling. Science 155, p.424-428.

Bouraoui, F.; Grizzetti, B. (2014) Modelling mitigation options to reduce diffuse nitrogen water pollution from agriculture. Science of the Total Environment 468-469: 1267-1277.

- Brady, N.C.; Weil, R.R. (1996). Soils and chemical pollution. En: The Nature and properties of soils. Prentiss Hall International.
- Breheny, P.; Burchett, W. (2016). visreg: Visualization of Regression Models. R package version 2.3-0. <http://CRAN.R-project.org/package=visreg>
- Bruno, A.G. (2003) Estimación de los efectos ambientales y socioeconómicos del uso de plaguicidas en sistemas de producción frutivícola del departamento de Canelones. Tesis de Maestría, Universidad de la República.
- Butler, D.M.; Ranells, N.N; Dorcas, H.F; Poore, M.H; Green, J.T.Jr. (2008) Runoff water quality from manured ribereñan grassland with constrasting drainage and simulated grazing pressur. Agriculture, Ecosystems and Environment 126: p.250-260
- Carpenter, S., Caraco, N., Correll, D., Howarth, R., Sharpley, A.; Smith, V. (1998) Nonpoint pollution of surface water with phosphorus and nitrogen. Ecological Applications, 8(3): p.559-68
- Carpenter, S.R.; Stanley, E.H; Vander Zanden, M.J. (2011) State of the World's Freshwater Ecosystems: Physical, Chemical, and Biological Changes. Annual Review of Environment and Resources [on line], 36, p.75–99. Disponible desde <www.annualreviews.org> [Acceso 4 de noviembre de 2016]
- Cassidy, R.; Jordan, P. (2011) Limitations of instantaneous water quality sampling in surface-water catchments: Comparison with near-continuous phosphorus time-series data. Journal of Hydrology 405, 182-193.
- Ceroni, M. (2013) Intensificación agraria en los sistemas ambientales del Uruguay: Evaluación multiescalar de la PPNA. Tesis de Maestría, Universidad de la República
- Crawley, M. (2007). The R Book. Wiley. England. p.949
- Crisci, C.; Goyenola, G.; Terra, R.; Lagomarsino, J.J.; Pacheco, J.P.; Díaz, I.; González, L.; Levrini, P.; Méndez, G.; Bidegain, M.; Ghattas, B.; Mazzeo, N. (2017) Dinámica ecosistémica y calidad de agua: estrategias de monitoreo para la gestión de servicios asociados a Laguna del Sauce (Maldonado-Uruguay). INNOTEC
- Davies-Colley, R.J; Nagels, J.M (2004) Water quality impact of a daily cow herd crossing a stream. New Zeland Journal of Marine and Freshwater Research, 38:p.569-576
- De la Fuente, E.B; Suárez, S.A. (2008) Problemas ambientales asociados a la actividad humana: la agricultura. Ecología Austral: Asociación Argentina de Ecología. p.239-252
- Delgado, S.; Alliaume, F.; GarcíaPréchac, F.; Hernández, J. (2006) Efecto de las plantaciones de EucalyptusSp. sobre el recurso suelo en Uruguay. Agrociencia. (2006) Vol. X N° 2 p. 95-107
- Di Guardo, A.; Calamari, D; Zanin, G.; Consalter, A.; Mackay, D. (1994) A fugacity model of pesticide runoff to surface water: development and validation. Chemosphere. 28 (3), p.511-531
- Díaz-Isasa, I. (2013). Modelación de los aportes de nitrógeno y fósforo en cuencas hidrográficas del departamento de Canelones (Uruguay). Maestría en Ciencias Ambientales. Montevideo, Facultad de Ciencias, UDELAR. MSc
- ESRI. (2010) Enviromental Systems Research Institute 2010. ArcGIS 10. ArcMap Version 10.0. License Type ArcInfo. Copyright c 1999-2010 ESRI Inc
- FAO. (2011) The state of the world's land and water resources for food and agriculture (SOLAW) - Managing systems at risk. London, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome and Earthscan
- Fearnside P. (2001). Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. Environmental Conservation 28 (1): 23–38
- Flora, C.B.; Gasteyer, S.; Sempronij, G. (2004) Participación local en investigación y extensión para la conservación y desarrollo de los recursos naturales: Un sumario de enfoques. En: Bendini, M.; Alemany, C. (eds). Crianceros y Chacareros en la Patagonia. Argentina, La Colimina. p.135-171

- Folke, C.; Hahn, T.; Olsson, P.; Norberg, J., Jon. (2005) Adaptive Governance of Social-Ecological Systems. En: *Annu. Rev. Environ. Resour.* 30: p.441-73
- Follet, R. (2008) Transformation and Transport Processes of Nitrogen in Agricultural Systems. Chapter 2. Publications from USDA-ARS / UNL Faculty. Paper 261.
- García Préchac, F.; Ernst, O.; Arbeletche, P.; Pérez Bidegain, M.; Pritsch, C.; Ferenczi, A.; Rivas, M. (2010) Intensificación Agrícola: oportunidades y amenazas para un país productivo y natural. Uruguay, Colección Art. 2 CSIC, p. 13-28
- GEO Uruguay (2008). Informe del Estado del Ambiente. Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), Centro Latino Americano de Ecología Social (CLAES), Dirección Nacional de Medio Ambiente (DINAMA). Uruguay
- Goyenola, G.; Iglesias, C.; Steffen, M.; Méndez, G.; Inda, H.; Marchand, N.; Acuña, C.; Leicht, E.; Jeppesen, E.; Mazzeo, N. (2010). Estrategias de rehabilitación y conservación de servicios ecosistémicos claves de Laguna del Sauce. Bases técnicas para el manejo integrado de Laguna del Sauce y cuenca asociada. M. Steffen & H. Inda. Montevideo, UDELAR-SARAS: p.63-74
- Goyenola, G.; Meerhoff, M.; Teixeira-de Mello, F.; González-Bergonzoni, I.; Graeber, D.; Fosalba, C.; Vidal, N.; Mazzeo, N.; Ovesen, N.B.; Jeppesen, B.; Kronvang B. (2015) Monitoring strategies of stream phosphorus under contrasting climate-driven flow regimes. *Hydrology Earth System Sciences*. 19: p. 1-13
- Goyenola, G. (2016) Efectos de la intensidad productiva agrícola sobre la dinámica de macronutrientes en arroyos de cabecera: Una evaluación bajo condiciones climáticas/hidrológicas contrastantes. TESIS DE DOCTORADO PEDECIBA Área Biología - Subárea Ecología
- Grömping, U. (2006). Relative Importance for Linear Regression in R: The Package relaimpo. *Journal of Statistical Software*, 17(1): p.1-27.
- Gulati, R. D.; van Donk, E. (2002) Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration: state-of-the-art review. *Hydrobiologia* 478: 73–106.
- Haygarth, P.M.; Heathwaite, A.L.; Jarvis, S.C.; Harrod, T.R. (1999) Hydrological factors for phosphorus transfer from agricultural soils. In: Donald, L.S. (Ed.), *Advances in Agronomy*. Academic Press, San Diego, CA, p.153-178.
- Hernández, N. (2013) Sistema geomorfológico, usos antrópicos e interacciones y calidad de agua en cursos de Brasil. En *Curso Internacional Gestión Integrada de Cuencas y Sistemas Hídricos*, Diciembre 2013, Montevideo.
- IAEA (International Atomic Energy Agency) y CAMM (Comisión Administradora del mercado Modelo). (2011) Aplicación de un sistema integrado de diagnóstico, empleando diversos indicadores, para evaluar contaminación en Cañada del Dragón-Melilla-Montevideo En "Implementación de un sistema de diagnóstico para evaluar el impacto de la contaminación por plaguicidas en los compartimentos de alimentos y ambientales a escala de captación en la Región de América Latina y el Caribe". Proyecto Regional ARCAL 5/053. Montevideo, Uruguay.
- INE (Instituto Nacional de Estadística). (2011) Censo 2011-Marco-Personas. [Internet], Uruguay. Disponible desde: <[http://www.ine.gub.uy/Censo 2011/microdatos /micromacro](http://www.ine.gub.uy/Censo%202011/microdatos/micromacro)> [Acceso marzo 2017]
- Jarvie, H., Lycett, E., Neal, C. y Love, A. (2002). Patterns in nutrient concentrations and biological quality indices across the upper Thames basin, UK. *Science of the Total Environment*, p.282/283:263–94.
- Kalff, J. (2002) *Limnology: inland water ecosystems*. Poentice Hall, Inc. Upper Saddle River, New Jersey 074568. p.592
- Karssies, L.E.; Prosser, I.P. (1999) Guidelines for riparian filter strips for Queensland irrigators. Canberra-Australia, CSIRO Land and Water Technical Report.
- Koroleff, F. (1970) Revised versión of direct determination of ammonia in natural waters as indophenol blue. *Int. Con. Explor. Sea C.M 1969/C9*. ICES, Information on techniques and methods for sea water analysis. Interlab Rep. 3, p.19-22
- Kozłowski, T.T. (2002) Physiological-ecological impacts of flooding on riparian forest ecosystems. 22: p.550-561

- Lampert, W.; Sommer, U. (2007) Limnoecology. OXFORD. UNIVERSITY. Press. 2° ed. P.324
- Lapitz R., Evia G., Gudynas E. (2004). Soja y carne en el MERCOSUR, comercio, ambiente y desarrollo agropecuario. Ed. Cosacoroba. Uruguay
- Mander, Ü.; Kuusemets, V.; Hayakawa, Y. (2005) Purification processes, ecological functions, planning and design of riparian buffer zones in agricultural watersheds. *Ecological Engineering*, 24 (5), p.421-432
- Matson, P.A.; Parton, W.J.; Power, A.G.; Swift, M.J. (1997) Agricultural Intensification and Ecosystem Properties. *Science*, 277, p.504-509.
- Mazzeo, N.; Rodríguez, A.; Fort, H.; Scheffer, M. (2010) Eutrofización de lagos o reservorios poco profundos. En: STEFFEN, Manfred; INDA, Hugo (eds). Bases técnicas para el manejo integrado de Laguna del Sauce y cuenca asociada. Montevideo: Facultad de Ciencias/Instituto Saras
- McCullagh, P., Nelder, J. A. (1989). *Generalized Linear Models*, no. 37. Monographs on Statistics and Applied Probability.
- MGAP. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. (1976). Carta de reconocimiento de suelos del Uruguay y leyenda explicativa, tomos I y II. Montevideo. DSF
- MGAP. (2015). Datos Generales de la Declaración Jurada ante DICOSE
- MGAP-DIEA (2012). Anuario Estadístico Agropecuario. Área de Estudios Agroeconómicos. Uruguay. [online] URL: <http://www.mgap.gub.uy/portal/hgxpp001.aspx?7,5,659,O,S,0,MNU;E;27;8;MNU>
- MGAP-SNIG (2016). Mapa distribución de las existencias de ganado ovino y bovino por seccional policial para diferentes años. Ministerio de ganadería, agricultura y pesca - Sistema Nacional de Información Ganadera. <https://www.snig.gub.uy/principal/snig-recursos-mapas?es,0,MNU>
- MINTUR, 2013. [online] URL: <http://www.uruguaynatural.com/es-ES/lugares-parair/playa/punta-del-este>
- Moss, B. (2007) Water pollution by agricultura. *Philosophical transactions of the royal society*. 363, p.659-666
- Müller, R. & Weideman, O. (1955) Die Bestimmung des Nitrat-Ions in wasser 22, p.247
- Murphy, J. & Riley, J.P. (1962) A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anaitica. Chimica. Acta*. 27, p.31-36
- NASA ASTER. (2006) Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer. <http://asterweb.jpl.nasa.gov/>.
- OSE (2013).[online] URL: http://www.ose.com.uy/a_agua.html
- Olli, G., Darracq, A. y Destouni, G. (2009) Field study of phosphorous transport and retention in drainage reaches. *Journal of Hydrology*, 365, p.46-55.
- Panario, D.; Bidegain, M. (1997) Climate change effects on grasslands in Uruguay. In: Vulnerability and Adaptation to Climate in Latin America. Guest Editor: C. Ramos Mañé. *Climate Research Special*. Vol 9 (1-2) p.37-40
- Panario, D., Gutiérrez, O., Achkar, M., Bartesaghi, L., Ceroni, M. (2011). Mapa de Ambientes de Uruguay y Distribución potencial de especies. Convenio MGAP/PPR – CIEDUR.
- Parra, O. (2009) Gestión integrada de cuencas hidrográficas. Documento introductorio, Universidad de Concepción, Centro de Ciencias Ambientales
- Pérez-Bidegain, M., Helmers, M. J. y Cruse, R. (2010). Modeling phosphorus transport in an agricultural watershed using the WEPP model. *J. Environ. Qual.* 39: p.2121-2129
- Quinton J., Catt J. y Hess T. (2001) The selective removal of phosphorus from soil: is event size important? *Journal of Environmental Quality*. 30: p.538–45.

- R Core Team (2015). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Rava, C.; Ferraro, B.; Lanfranco, B. (2011). La competitividad de la ganadería y el costo de oportunidad de la tierra. En: Anuario 2011. OPYPA. MGAP. Montevideo. Uruguay. p.385-398
- Reddy, K., Diaz, O., Scinto, L. y Agami, M. (1995) Phosphorus dynamics in selected wetlands and streams of the lake Okeechobee Basin. *Ecological Engineering*, 5: p.183–207.
- Renard K. y Foster G. (1983) *Soil Conservation: Principles of Erosion by Water*. Madison, USA. Dryland Agriculture, Agronomy Monograph N° 23.
- Reynolds, C.S. (1984) *The ecology of phytoplankton*. Cambridge Univ. Press: p.384
- Reynolds, C.S. (2006) *Ecology of Phytoplankton*. Cambridge Univ. Press: p.488
- Ríos, S.L; Bailey, R (2006) Relationship between ribereñan vegetation and stream benthic communities at three spatial scales. *Hydrobiologia*. 553: p.153-160
- Rodriguez, A. Mendez, G.; Kausas, S.; Clemente, J.; Kroger, A.; Mazzeo, N. (2010) Importancia de la carga externa e interna de nutrientes en el estado trófico de Laguna del Sauce. En: STEFFEN, Manfred; INDA, Hugo (eds). Bases técnicas para el manejo integrado de Laguna del Sauce y cuenca asociada. Montevideo: Facultad de Ciencias/Instituto Saras
- Rowe, D.K.; Boothroyd, I.K.G; Quinn, J.M.; Smith, J. (2002) Effects of logging with and without ribereñan strips on fish species. *Forest Ecology and Management*. 36: p.69-79
- Saavedra C. (2011). Un siglo agropecuario. Dirección de Estadísticas Agropecuarias, MGAP, Uruguay.
- Savadogo, P.; Sawadogo, L.; Tiveau, D. (2007) Effects grazing intensity and prescribed FIRE on soil physical and hydrological properties and pasture yield in the savanna woodlands of Burkina Faso. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 118:p.80-92
- Scheffer M., Carpenter S.R., Foley J. A., Folke C., & Walker B. (2001). Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413: 591-596.
- Scheffer M. y Carpenter S.R. (2003). Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. *Trends in Ecology and Evolution* 18(2): 648-656.
- Schindler, D.W., 1998. Replication versus realism: The need for ecosystem-scale experiments. *Ecosystems* 1, p.323-334.
- Schindler, D., 2006. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnology and oceanography* 51, p.356-363.
- Schröder A., Persson L. y De Roos A. M. 2005. Direct experimental evidence for alternative stable states: a review. *Oikos* 110: 3-19.
- Sliva L. y Willams D. (2001). Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality. *Water Research*, 35: p.3462–72.
- SIT-MVOTMA. Sistema de Información Territorial - Ministerio de vivienda, ordenamiento territorial y medio ambiente. <http://sit.mvotma.gub.uy/>
- Søndergaard, M.J.; Jensen, J. P.; Jeppesen, E. (2001) Retention and internal loading of phosphorus in shallow, eutrophic lakes. *The Scientific World* 1: p.427-442.
- Steffen, M (2011). Barreras que limitan la conservación de servicios ecosistémicos: análisis del caso de Laguna del Sauce. Programa de Maestría de Ciencias Ambientales Facultad de Ciencias - Universidad de la República
- Steffen, M.; Inda, H. (eds). (2010) Bases técnicas para el manejo integrado de Laguna del Sauce y cuenca asociada. Montevideo: Facultad de Ciencias/Instituto Saras.

- Steffen, M.; Inda, H.; Hourcade, J., Sciandro, J. (2010) Barreras socio -económicas que limitan el uso sustentable de servicios ecosistémicos. En: STEFFEN, Manfred; INDA, Hugo (eds). Bases técnicas para el manejo integrado de Laguna del Sauce y cuenca asociada. Montevideo: Facultad de Ciencias/Instituto Sara
- Strahler, A. (1957) Quantitative analysis of watershed geomorphology. *EO*. 38, 6; p.913–920
- Strahler A. y Strahler A. (1994) *Geografía Física*. Ediciones Omega SA. Barcelona. p.550
- Taveira, G.; Bianchi, P.; Fuentes, M.; Díaz, I.; Inda, H. (2017) ¿Cuáles son los principales usos del suelo actuales y tendencias en la cuenca de Laguna del Sauce? Aportes para la rehabilitación de la Laguna del Sauce y el Ordenamiento Territorial de su cuenca. Bianchi P., Taveira G., Inda H. & Steffen M. (eds). 3, p.46-60
- Tipacti M., Ribeiro A., Ordoñez C., Capacle V. (2010). Pago de Servicios Ambientales Hidrológicos, una estrategia para la gestión sustentable de los servicios ecosistémicos y el desarrollo humano. ISDA Montpellier, Francia
- Udawatta, R., Motavalli, P., Garrett, H., Krstansky, J., (2006) Nitrogen losses in runoff from three adjacent agricultural watersheds with claypan soils. *Agricultural Ecosystem Environment* 117: p.39–48.
- USGS (2015). Landsat-8 - U.S. Geological Survey. <http://landsat.usgs.gov/landsat8.php>
- Valderrama, J. (1981) The simultaneous analysis of total Nitrogen and total Phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*. 10, 109-122
- Venables, W. N; Ripley, B. D. (2002) *Modern Applied Statistics with*. Fourth Edition. Springer, New York. ISBN 0-387-95457-0
- Vighi M. (1989). *Ecotoxicologia*. Editorial UTET. Milano, Italia.
- Vought, L.B.M; Pinay, G.; Fuglsang, A. (1995) Structure and fution of buffer strtios from a water quality perspectiva in agricultural landscapes. *Landscapes and Urban Planning*. 31: p-323-331
- Wischmeir W. y Smith, D. (1978). *Predicting Rainfall Erosion Losses - A Guide to Conservation Planning*. Agriculture Handbook 537. Government Printing Office, Washington DC. p.85
- Waller G. (2011). El sector agropecuario en 20 años. [online] URL: <http://www.infoagro.com.uy/mercados/14-informes/236-el-sector-agropecuario-en-20anos.html>
- Wang L., Lyons J., Kanehl P. y Bannerman R., (2001). Impacts of urbanization on stream habitat and fish across multiple spatial scales. *Environment Management*, 28: p.255–66.
- Webster. J.R., S.W. Golladay, E.F. Benfield, J.L. Meyer, W.T. Swank & J.B. Wallace. (1992). Catchment disturbance and stream response: an overview of stream research at Coweeta Hydrologic Laboratory. En: *River Conservation and Management*, P.J. Boon, P.Calow & G.E. Petts (eds.): 231-253. John Wiley & Sons, New York, USA.
- Willis, G.H. y Dowell, L. (1982) Pesticides in agricultural runoff and their effects on downstream water quality. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 1: p.267-219.
- Zaimes, G., Schultz R., y Isenhardt T. (2008) Streambank soil and phosphorus losses under different riparian land-uses in Iowa. *Journal of the American Water Resources Association*, 44: p.935-47.
- Zak, D., Rossoll, T., Exner, T., Wagner, C. y Gelbrecht, J. (2009) Mitigation of sulfate pollution by rewetting of fens-a conflict with restoring their phosphorus sink function?. *Wetlands*, 29(4): p.1093–103.
- Zuazo, V.H.D y Pleguezuelo, C.R.R. (2008) Soil-erosion and runoff prevention by plant covers. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 28: p.65-86

