



Universidad de la República

Centro Universitario de Rivera-Facultad de Ciencias

Tesina para optar por el grado de Licenciatura en Recursos Naturales.



Evaluación de la calidad del agua y usos del arroyo Cuñapirú luego de su paso por la ciudad de Rivera, Uruguay.

Bernardo Zabaleta López

Orientadora: MSc. Larisa Magnone

Co-orientadores: MSc. Ismael Díaz, Dra. María Laura Lavaggi

Tribunal: Dra. María Salhi, Dr. Marcel Achkar

Rivera (Uruguay) Junio 2017

Agradecimientos

A mi madre, padre, hermana y abuela por el apoyo incondicional durante toda la carrera, son los responsables de pueda hacer lo que me gusta. Al igual que mi tío Leo por las largas charlas que tanto me han ayudado en este proceso.

A Ana Clara por acompañarme y apoyarme siempre.

A mi tutora Larisa, quien con mucha paciencia me guió y apoyó durante todo este proceso. Al igual que Ismael Díaz quien me brindo una gran ayuda transmitiéndome conocimientos con buena disposición, humildad y empatía.

A María Lavaggi y al Laboratorio de Química Biológica Ambiental del Centro Universitario de Rivera por hacer posible la realización de todos los experimentos y salidas de campo. Así como al INUMET por brindarme los datos pluviométricos necesarios para el desarrollo de este trabajo.

A Edwin da Costa por la compañía incondicional y por sus aportes al desarrollo de este estudio.

A los funcionarios del Centro Universitario de Rivera por la logística, sobre todo a los choferes Juan y Gonza, que me dieron cuanta ayuda pudieron en todas las salidas.

A toda la *galera* de Rivera en especial a Analía, Erika, Sebastián, Mateo, Rodri, Isabel, Álvaro, Nacho y Luciano que al igual que mis amigos de siempre han sido un soporte afectivo fundamental para cumplir mis metas.

Índice

	Resumen	
1.	Introducción.....	5
2.	Objetivo general.....	8
	2.1. Objetivos específicos.....	8
3.	Hipótesis.....	8
4.	Metodología.....	9
	4.1. Área de estudio.....	9
	4.2. Diseño de muestreo y análisis de calidad del agua.....	11
	4.3. Relevamiento de variables de uso y conservación.....	11
	4.4. Relevamiento de usos del recurso hídrico y percepción de la población lindera al arroyo en zonas cercanas a los puntos de muestreo.....	12
	4.5. Análisis de datos.....	13
5.	Resultados.....	13
	5.1. Parámetros de calidad del agua.....	13
	5.2. Calidad del agua y usos del suelo.....	18
	5.3. Usos del recurso hídrico.....	20
6.	Discusión.....	21
7.	Conclusiones.....	25
8.	Bibliografía.....	27

Resumen

La contaminación de ríos y arroyos es una problemática compleja que compromete sus funciones ecosistémicas y los servicios que brindan. Las principales causas de esta contaminación corresponden al aporte de efluentes urbanos (aguas servidas, pluviales e industriales) y aportes difusos por escurrimiento en zonas de intensa producción agropecuaria. El arroyo Cuñapirú (Rivera, Uruguay) no es ajeno a esta situación, ya que es utilizado principalmente como receptor de los efluentes de la planta de tratamiento de aguas servidas.

El objetivo de este estudio fue cuantificar variables fisicoquímicas del arroyo Cuñapirú que describen la calidad de su agua, para evaluar si ésta se vería influenciada por los aportes de la ciudad de Rivera y por los usos del suelo en la cuenca del área de estudio. También se evaluó si la calidad del agua incide en los usos potenciales que la gente hace del arroyo. Para ello, la estrategia metodológica integró el diseño de un Sistema de Información Geográfica mediante el cual se sistematizaron y analizaron los usos del suelo, la determinación in situ y en laboratorio de parámetros de calidad del agua, y un relevamiento de la percepción y usos del arroyo de pobladores con padrones linderos al mismo.

Los resultados obtenidos evidencian el impacto de la ciudad de Rivera sobre la calidad del agua del arroyo Cuñapirú, principalmente en los valores de fósforo total y oxígeno disuelto, que en puntos cercanos a la ciudad se encontraron por fuera de la normativa nacional en los dos muestreos realizados. También se detectaron aportes difusos de materia orgánica, provenientes principalmente de áreas forestadas, los cuales incrementaron su valor conforme aumentaron las precipitaciones. Asimismo se observó que el aumento en las precipitaciones disminuye el impacto del aporte puntual de la ciudad. Por otra parte, se identificó a un grupo de pobladores ubicados a menos de 10 Km de la ciudad que se ve afectado en el acceso a los servicios ecosistémicos del arroyo, producto del detrimento en la calidad de sus aguas.

A partir de este trabajo quedan planteados desafíos de corto y mediano plazo para una mejor gestión del arroyo Cuñapirú. Estos abarcarían la profundización en la comprensión de los aportes difusos de las distintas actividades que se realizan en la cuenca, la evaluación de riesgo que genera el aporte de nutrientes y materia orgánica de la ciudad de Rivera y la elaboración de un plan de gestión que involucre todas las dimensiones vinculadas al recurso hídrico.

1. Introducción

Los procesos biológicos, geoquímicos y físicos que tienen lugar en los ecosistemas dan lugar a los servicios ecosistémicos (SE) los cuales representan los beneficios que la sociedad obtiene de los ecosistemas (MA 2005). Los SE pueden ser clasificados en tres grandes categorías: de regulación, de aprovisionamiento y culturales (Maynard et al. 2010).

Los sistemas lóticos brindan SE de las tres categorías mencionadas, destacándose el abastecimiento de agua potable, riego, consumo animal (SE de aprovisionamiento), recreación (SE cultural), carga de efluentes y purificación de las aguas (SE de regulación) (Soutullo et al. 2012). El uso desmedido de este último puede afectar la calidad del agua, generar procesos de eutrofización, erosión, inundación, desequilibrios tróficos e impactos sobre aguas subterráneas (Molden 2007).

Numerosas investigaciones han evidenciado que las presiones ejercidas sobre los ecosistemas (en general producto de la intensificación de uso del suelo) alteran su funcionamiento interno, comprometiendo la provisión de SE (Holling y Meffe 1996; De Fries et al. 2004; Foley et al. 2005; Rodríguez et al. 2006).

La contaminación de ríos y arroyos es uno de los principales problemas ambientales en todo el mundo (González et al. 2014). Los aportes puntuales de aguas residuales urbanas (Da Silva y Sacomani 2001; Plummer y Long 2007; Almeida et al. 2008) y difusos provenientes del escurrimiento de campos agrícolas (Oesterheld 2008; Freeman et al. 2007), contaminan los ríos y arroyos a partir del aporte de materia orgánica (MO) y nutrientes.

En aportes excesivos, la MO es considerada como un contaminante ya que disminuye los niveles de oxígeno disuelto (OD) durante su descomposición y aporta nutrientes (nitrógeno y fósforo mayoritariamente) limitantes en la producción biológica, que cuando no representan un recurso limitante desencadenan altas tasas de producción vegetal (eutrofización) (Wetzel 1981). Esto genera un mayor consumo de OD durante la noche y una mayor productividad durante el día, un aumento de la MO y consecuentemente de la turbidez (Delbene 2010). El decaimiento en los niveles de OD puede afectar drásticamente a toda la red trófica (Smith et al. 1999). De acuerdo a lo mencionado, altas cantidades de MO alteran el funcionamiento del ecosistema (Elser et al. 2007), generando detrimentos en la calidad del agua (Carpenter et al. 1998) y pérdida de SE (Smith et al. 1999).

La MO está constituida por diversos compuestos orgánicos, entre los que se destacan formas de fósforo y nitrógeno. En condiciones aerobias, ésta se descompone mediante el proceso de mineralización, efectuado por bacterias que la consumen. Para dicho proceso se requiere OD suficiente para cubrir la demanda de la respiración bacteriana (Chapin et al. 2011). En el caso del nitrógeno, en la mineralización se genera amonio (NH_3) que es transformado rápidamente en amoniaco (NH_4^+), para luego ser oxidado por bacterias (nitrificación) resultando en nitratos (NO_3^-) (disponible para plantas) altamente solubles en agua (Manahan 1994). Mientras que el fósforo resulta del proceso de mineralización como fosfatos (PO_4^{3-}), en estos procesos también se consume OD en la respiración de los microorganismos que los realizan. Los PO_4^{3-} si bien son solubles en agua, tienen una alta carga eléctrica que los atrae a minerales y metales cargados positivamente, generando compuestos insolubles (Chapin et al.

2011). Por lo tanto el fósforo llega a los cuerpos de agua generalmente asociado a diversas partículas (Mullins 2009).

La cantidad de MO en el ecosistema se puede determinar indirectamente mediante la medición de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), que es la cantidad de oxígeno requerido para los procesos de mineralización y nitrificación (Boano et al. 2006; Basant et al. 2010). Debido a que el fósforo se encuentra asociado a diversos compuestos, se debe evaluar como fósforo total (PT). Mientras que el nitrógeno puede ser evaluado como NO_3^- (Tian et al. 2011) ya que es el resultado de los procesos de mineralización y nitrificación. La temperatura (T), el pH, los sólidos totales disueltos (STD) y la conductividad (K), son otras variables que ayudan a describir el estado de la calidad del agua (Gonçalves 2008). La temperatura desempeña un rol fundamental en el funcionamiento de los ecosistemas al afectar las propiedades físico-químicas de otros factores como el pH, la solubilidad de gases y nutrientes, el potencial redox, la conductividad, etc. El pH determina la solubilidad y la disponibilidad biológica de nutrientes esenciales como fósforo, nitrógeno y carbono así como también de metales pesados. La conductividad es una medida de la resistencia del agua a conducir una corriente eléctrica, por ende su valor permite conocer la concentración de especies iónicas presentes en el agua. En los cuerpos de agua continentales, la conductividad se encuentra primariamente determinada por la geología de la cuenca. Las descargas de aguas residuales suelen aumentar la conductividad en aguas continentales debido al aumento en las concentraciones de Cl^- , NO_3^- y SO_4^{2-} , u otros iones. Los STD están compuestos principalmente por minerales inorgánicos y MO (Miranda y Krishnakumar 2015). La descarga de aguas residuales también produce aumento en los valores de STD, lo que a su vez hace que las aguas se tornen más calientes (producto de la absorción de calor de la luz solar por las partículas en suspensión) y el nivel de oxígeno disminuya.

Luego de un aporte de contaminantes, los cuerpos acuáticos reaccionan mediante procesos naturales que amortiguan el impacto del aporte recibido mediante la transformación, retención y asimilación de los compuestos contaminantes (Dos Santos 2001; De Almeida 2006; González et al. 2014; Cunha de Menezes et al. 2015). El conjunto de estos procesos representa la capacidad de autopurificación de un cuerpo de agua (Vagnetti et al. 2003). Existen algunos modelos matemáticos (en su mayoría modificaciones al modelo Streeter-Phelps) (Almeida 2008), que han evaluado la capacidad de autopurificación usando la DBO y el OD en conjunto a variables físicas como el caudal y la velocidad (Gonçalves 2008). Si bien éstos han sido utilizados, presentan algunas limitaciones pues se basan en que el caudal, la profundidad, la temperatura, la reoxigenación y la desoxigenación a lo largo del cauce son constantes (Spellman y Drinan 2001).

Dentro de una cuenca hidrográfica los usos del suelo y de los recursos hídricos pueden alterar los procesos físicos, químicos y biológicos que se dan en los cursos de agua y generar impactos sobre su calidad (Matson et al. 1997). Entre los factores mayoritariamente identificados como potenciales fuentes de impacto se encuentra el aporte de fuentes puntuales (urbanas e industriales) y difusas (principalmente por usos agrícolas), así como también las modificaciones en el canal y en la zona riparia (Artigas et al. 2009; Carey y Migliaccio 2009; Kang y Lin 2009). En el caso de aportes puntuales en zonas urbanas, estudiar el comportamiento de parámetros de calidad de agua de un sistema lótico antes y después de éstos aportes, permite conocer la

capacidad de asimilación y eliminación de contaminantes (Montalván et al. 2005). Para abordar la evaluación de la relación entre las actividades presentes en la cuenca y la calidad de agua, se debe tomar como unidad espacial de análisis a las cuencas hidrográficas (Achkar 2002). Este tipo de evaluaciones representan un insumo fundamental en la planificación y gestión ambiental (Zhang y Jørgensen 2005), así como el seguimiento del comportamiento de parámetros de calidad del agua pueden generar indicadores que aportan información para la implementación de estrategias de uso de los recursos hídricos de acuerdo a sus características (Tian et al. 2011).

La calidad del agua de un curso, en general es definida por rangos de diversos parámetros que determinan su uso potencial (De León 2011). En Uruguay, la normativa en materia de calidad del agua determina que todo cuerpo acuático continental cuya cuenca tributaria sea mayor de 10 Km², quedará comprendido dentro de la clase 3 del decreto reglamentario 253/979 (Ley 14.859, Uruguay). Este decreto establece valores límites para determinados parámetros y representa la referencia de calidad del agua a nivel nacional.

Los sistemas acuáticos en Uruguay, al igual que en muchas partes del mundo, son también receptores de vertidos provenientes de zonas urbanas e industriales. Esto, sumado al hecho en los cambios del uso del suelo en la cuenca, tiene como consecuencia directa la degradación de la calidad del agua de los sistemas lóticos (De León 2011). Dentro de los efectos más relevantes que producen estos vertidos se destacan la eutrofización de las aguas, que constituye una problemática instalada en el país hace varias décadas (Conde et al. 2002) y las floraciones de cianobacterias (De León 2002). Estos procesos afectan los sistemas acuáticos, su biota y sus usos potenciales (Mazzeo et al. 2003). El arroyo Cuñapirú (Rivera, Uruguay) no es ajeno a esta situación ya que recibe las aguas urbanas (pluviales y servidas) de la ciudad de Rivera, lo que impacta sobre la calidad de sus aguas (Scelza 2002).

El arroyo Cuñapirú tiene una longitud de 170 km, atraviesa el departamento de Rivera en dirección sur, cruzando por la zona urbana de la ciudad de Rivera. Es un curso de agua muy importante para esta ciudad y los principales usos que se le da van desde el vertido de efluentes de aguas servidas, represamiento del agua para su posterior potabilización (aguas arriba de la ciudad) y uso, evacuación de las aguas pluviales y usos recreativos en distintas zonas balneario. En este arroyo se realizan muestreos esporádicos de calidad del agua que comprenden la evaluación de coliformes fecales en las áreas destinadas a recreación (realizada por la Intendencia Departamental de Rivera (IDR)), la evaluación de las aguas aportadas al arroyo tal que cumplan con el artículo 11 del decreto 253/979 y también la calidad del agua a potabilizar (realizado por Obras Sanitarias del Estado (OSE)) (Scelza 2002).

La protección de los SE dentro de políticas y prácticas de gestión consta de un proceso de tres fases (evaluación, planificación y gestión). Los principales tipos de evaluación son la biofísica y la social, que permiten identificar necesidades, problemáticas y dinámicas asociadas a los SE presentes en el área de estudio (Cowling et al. 2008). La evaluación social en torno a los SE pretende conocer el uso, el acceso y los posibles conflictos (Scheffer et al. 2000), con el fin de generar insumos que aporten al manejo de los ecosistemas, evitando afectar la oferta de los SE.

En este contexto, este trabajo pretende evaluar la calidad del agua del arroyo Cuñapirú luego de su paso por la ciudad de Rivera (aporte puntual) y los usos del suelo en la cuenca (aportes difusos). Además pretende analizar el vínculo que tiene la calidad del agua con los usos que la población hace del arroyo, aportando de este modo un insumo para la gestión de los recursos hídricos.

Preguntas:

¿Cómo incide el vertido de los efluentes urbanos de la ciudad de Rivera en la calidad del agua del arroyo Cuñapirú?

¿Los usos del suelo y la conservación de la zona riparia afectan la calidad del agua del arroyo Cuñapirú?

¿Qué usos le da la población al recurso hídrico? ¿Varían con respecto a la calidad del agua?

2. Objetivo general

Evaluar la calidad del agua del arroyo Cuñapirú por medio de variables físico-químicas e identificar su posible relación con las descargas puntuales provenientes de la ciudad de Rivera y las actividades presentes en la cuenca, así como también con los usos que le da la población con padrones linderos al cauce.

2.1. Objetivos específicos

Determinar y analizar el comportamiento de los parámetros de calidad del agua (DBO₅, OD, PT, NO₃⁻, K, T, pH, STD) del arroyo Cuñapirú, luego del paso por la ciudad de Rivera.

Identificar si los efluentes urbanos, los usos del suelo en la cuenca y la conservación de la zona riparia inciden sobre los parámetros de calidad del agua.

Conocer el uso y la percepción de la población que reside lindera al arroyo Cuñapirú aguas abajo de la ciudad de Rivera, con respecto a la calidad del agua.

3. Hipótesis

La ciudad de Rivera es una fuente puntual de contaminantes, que genera cambios en la calidad del agua del arroyo Cuñapirú.

Los usos del suelo (forestal, agrícola, bosque nativo y urbano), la distancia a la ciudad de los puntos de muestreo y la conservación de la zona riparia, inciden sobre la calidad del agua del arroyo Cuñapirú.

La calidad del agua influye en la percepción de la población local con respecto al recurso hídrico y ésta incide en los usos que le dan.

4. Metodología

La estrategia metodológica utilizada consistió en la determinación de parámetros de calidad del agua, la evaluación de variables de uso del suelo y conservación de la zona riparia y en el relevamiento de los usos del recurso hídrico que realizan los productores y/o habitantes linderos al cauce aguas abajo de la ciudad de Rivera.

4.1 Área de estudio

El área de estudio se encuentra dentro del departamento de Rivera, en la cuenca alta del Arroyo Cuñapirú (Fig. 1). Su superficie es de 259 Km² y está comprendida dentro de la cuenca sedimentaria gondwánica y en menor medida de la cuesta basáltica (Panario et al. 2011). En la zona de la cuesta basáltica se destacan fuertes pendientes y alturas que van de 290 a 360 metros, mientras que el resto de la cuenca presenta pendientes suaves a moderadas y alturas de 170 a 240 metros.

La unidad geológica predominante es la Formación Tacuarembó caracterizada por sus arenas finas de origen eólico que dan lugar al Sistema Acuífero Guaraní (SAG). El área de estudio se ubica en una zona de afloramiento del SAG (Montaño et al. 2002), la cual representa una recarga importante del mismo. La otra unidad geológica predominante es la Formación Arapey, compuesta de basaltos toleíticos.

Los suelos dominantes son Acrisoles Ócricos Típicos (31%) caracterizados por su profundidad, textura franco arenosa, buen drenaje y fertilidad extremadamente baja. Seguidos por los Inceptisoles Melánicos/Úmbricos (29%) moderadamente profundos, de textura franco arenosa, bien drenados y de fertilidad muy baja (MGAP 1976). Ambas unidades de suelo son de prioridad forestal. Rodríguez et al. (2007) han demostrado la escasa capacidad de amortiguación y de modificación de la calidad de agua que tienen dichos suelos, lo cual implica que la calidad de las aguas superficiales esté directamente vinculada con la calidad del agua infiltrada al SAG. En la zona de contacto de la Formación Arapey y las areniscas de la Formación Tacuarembó, los suelos son superficiales (Litosoles) y profundos de texturas pesadas (Vertisoles Háplicos) a livianas (Luvisoles y Acrisoles) (MGAP 1976), dichas unidades de suelo abarcan el 20% del área de estudio.

En la cuenca predominan los usos de suelo herbáceo natural (31%), forestal (22%), monte nativo (18%), cultivo de secano; principalmente tabaco y sandía (13%) y área urbana (11%) (DINOT 2011) (Fig 2). La ciudad de Rivera y sus barrios periféricos se encuentran en su totalidad dentro del área de estudio. De acuerdo al censo de 2011 en el área de estudio habitan aproximadamente 79.000 personas (INE 2011).

El arroyo Cuñapirú tiene sus nacientes en las quebradas formadas por el frente de retroceso de la cuesta basáltica (PNUMA/CEUTA/IDR/ART Uruguay, 2009) a 13 Km de la ciudad de Rivera, su cauce principal tiene una jerarquía de Strahler de 3 y se conforma inmediatamente antes de atravesar la ciudad, desde donde el área de estudio se extiende 28 Km aguas abajo.

Los principales usos y aportes conocidos del arroyo son: el represamiento del agua para su posterior potabilización (ubicado antes de la ciudad), el vertido de efluentes de aguas servidas provenientes del saneamiento de la ciudad, el vertido barométrico

cercano al Arroyo La Pedrera (afluente del arroyo Cuñapirú), la evacuación de aguas pluviales y usos recreativos en distintas zonas balneario (Scelza 2002).

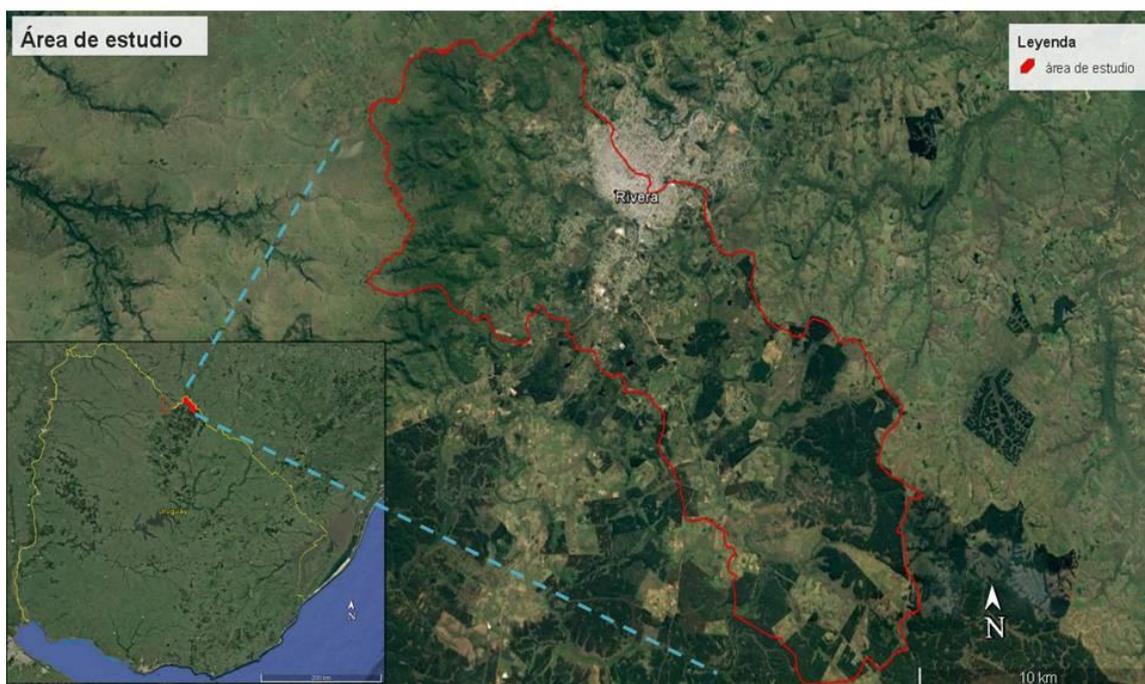


Figura 1: Área de estudio

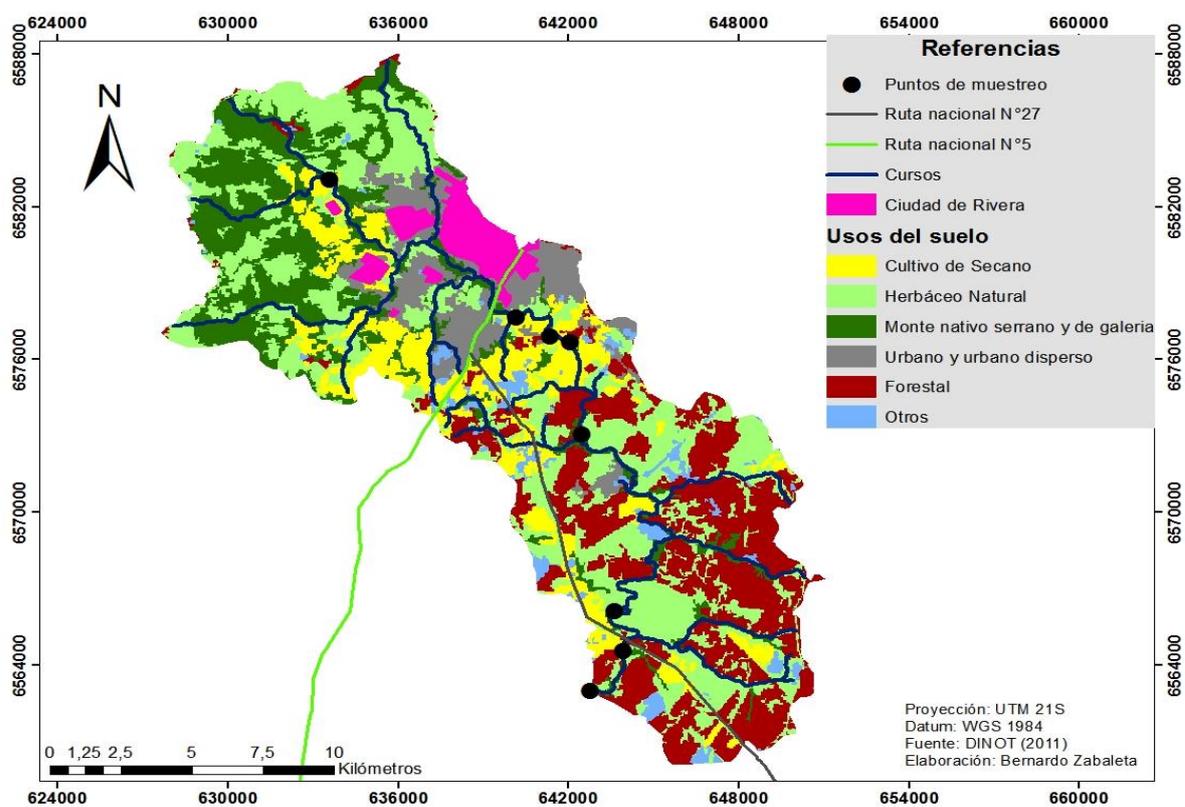


Figura 2: Usos del suelo y puntos de muestreo en el arroyo Cuñapirú

4.2 Diseño de muestreo y análisis de calidad de agua

Se realizó un reconocimiento de campo para conocer el área de estudio y las actividades productivas allí presentes, así como también la accesibilidad que presenta el arroyo Cuñapirú en sus distintas zonas.

Se definieron 8 puntos de muestreo, uno como control (ubicado aguas arriba de la ciudad de Rivera) y los restantes aguas abajo (Fig. 2). Dichos puntos fueron determinados a partir de las actividades productivas relevadas en el reconocimiento de campo, la distancia a la ciudad y la accesibilidad. Se realizaron dos muestreos (24/03/17 y 27/04/17) que tuvieron lugar durante las primeras horas del día.

Las muestras de agua para el análisis de la DBO_5 y NO_3^- fueron colectadas sub-superficialmente, en botellas plásticas de 1,5 L evitando airear y sin dejar cámara de aire. Se tomaron dos muestras por punto, ambas en el medio del cauce. Para el análisis del PT las muestras fueron colectadas también sub-superficialmente, en frascos de vidrio de 0,1 L previamente enjuagados con HCl y luego enjuagados con agua del arroyo en los puntos de muestreo. También se tomaron dos muestras por punto en el medio del cauce. Las muestras fueron inmediatamente refrigeradas a 4 °C hasta el momento de su análisis, el cual tuvo lugar antes de 24 hs del momento de la colecta (DINAMA 2009).

Se tomaron medidas in situ de: T, K, STD, pH (multi-parámetro Crison MM 40+) y OD (kit HANNA).

La DBO_5 se determinó mediante el método electrométrico según el procedimiento de DINAMA (2009a). Las muestras fueron incubadas en botellas winkler sin cámara de aire, a 20±1 °C durante 5 días. La DBO_5 resultante surge de la diferencia entre el OD inicial y el final.

Las concentraciones de NO_3^- fueron determinadas mediante el método espectrofotométrico ultravioleta, siguiendo el procedimiento de IDEAM (2007). Este método mide la absorbancia de los NO_3^- a 220 nm, luego de un filtrado del agua por un filtro de cartucho de 0,22 µm (MS PTFE) que elimina la interferencia por MO.

Las concentraciones de PT fueron determinadas mediante el método colorimétrico con ácido ascórbico, siguiendo el procedimiento de DINAMA (2009b). Este método mediante digestión en autoclave, oxida toda la MO y todo el fósforo contenido en la muestra pasa a su forma de ortofosfato, para luego realizar el ensayo colorimétrico y medir la absorbancia a 420 nm.

4.3 Relevamiento de variables de uso del suelo y conservación de la zona riparia

Se trabajó en ambiente de Sistemas de Información Geográfica (SIG), lo cual permitió la sistematización y análisis de la información. En primer lugar, se diseñaron las cuencas de los puntos de muestreo, delimitadas mediante la utilización de un modelo digital de superficie con una resolución 30x30 metros (NASA ASTER 2006) y se determinó la distancia a la ciudad de dichos puntos.

La variable uso del suelo (superficie relativa de cada tipo de uso del suelo) se generó utilizando la información cartográfica elaborada por DINOT (2011), luego de constatar su confiabilidad en la zona de estudio. La base de datos se generó a dos escalas de trabajo: a) para la totalidad de las microcuencas de cada punto de muestreo (Fig. 2), b) para la zona de influencia de cada punto de muestreo (con una distancia de 0,5 Km). El SIG se desarrolló utilizando el Software ArcGis 10.1 (ESRI 2012).

El estado de conservación de las zonas riparias de los puntos de muestreo, fue determinado en base a la definición categórica cualitativa planteada por Díaz (2013). En este sentido mediante información relevada en campo se analizó la situación del entorno de cada punto de muestreo en cuanto a la acción de procesos erosivos en los márgenes fluviales, el estado de conservación de la zona riparia asociada, la dimensión de la planicie de inundación y su pendiente. De este modo se generó una clasificación que incluye 5 clases:

1. Puntos donde el curso hídrico presenta al menos una de estas características: Planicies de inundación de muy poca extensión y con alto nivel de antropización. Planicies de inundación con ausencia total de cobertura vegetal riparia. Presencia de procesos erosivos activos severos en márgenes fluviales.
2. Puntos donde el curso hídrico presenta planicies de inundación de extensión media, con nivel de antropización medio a alto, con vegetación riparia escasa y con márgenes fluviales con procesos activos y moderados de erosión.
3. Puntos donde el curso hídrico presenta planicies medias a extensas, de pendientes bajas, con vegetación riparia más o menos densa y con márgenes fluviales muy poco o no erosionados.
4. Puntos donde el curso hídrico presenta planicies medias a extensas, de pendientes bajas, con vegetación riparia densa y con márgenes fluviales no erosionados.
5. Puntos donde el curso hídrico cumpla simultáneamente con las siguientes características, planicies extensas, de pendientes bajas a nulas, con vegetación riparia densa a muy densa y con márgenes fluviales no erosionados.

4.4 Relevamiento de usos del recurso hídrico y percepción de la población lindera al arroyo en zonas cercanas a los puntos de muestreo

Con el objetivo de conocer los usos del arroyo, la percepción de la calidad del agua y las fuentes de agua de los predios, se realizó una entrevista semi-estructurada a 18 pobladores con padrones linderos al arroyo, 13 se ubicaron a menos de 10 Km de la ciudad (área más poblada) y el resto se distribuyeron aguas abajo en zonas cercanas a los puntos de muestreo. Si bien se pretendió censar la zona, los casos relevados corresponden a pobladores que se encontraban presentes en alguna de las dos etapas de relevamiento realizadas en el mes de febrero. El cuestionario pretendió conocer si hay variables que condicionan los usos del arroyo y cuáles son, así como también que factores determinan la percepción de la calidad del agua y que actividades afectan dicha calidad (Fig. 3).

N° Entrevista:	Localización:	Actividad predial:
1) ¿Realiza algún uso del arroyo?		(Si) ¿Cuál? (No) ¿Por qué?
¿Reconoce algún uso que se le de en la zona?		
2) ¿Cómo valora la calidad del agua? (<i>muy mala, mala, media, buena o muy buena</i>)		
(<i>Mala, muy mala</i>)¿Qué factores determinan dicha valoración?		
¿Reconoce alguna actividad que esté afectando la calidad del agua?		
3) ¿Cuál es el suministro de agua del predio?		
4) Comentarios:		

Figura 3: Entrevista semi-estructurada realizada a pobladores linderos al arroyo Cuñapirú

4.5 Análisis de datos

En primera instancia, para evaluar la similitud entre los puntos de muestreo de acuerdo a los parámetros de calidad de agua, se realizó un análisis de agrupamiento de ambos muestreos, utilizando la distancia de correlación. Para analizar el comportamiento temporal de los parámetros de calidad del agua, se realizó el test no paramétrico ANOSIM (10.000 permutaciones, $p < 0,05$), el cual evalúa la significancia de la diferencia entre los valores de dos o más grupos, mediante la medición de la distancia de los valores de las matrices (Clarke 1993).

Con el fin de evaluar posibles asociaciones entre los parámetros de calidad del agua y las variables de uso y conservación, se realizó para cada muestreo un análisis de correlación no paramétrica de Spearman ($p < 0,05$) (Legendre y Legendre 1998).

Los análisis fueron realizados mediante el software PAST versión 3.15 (Hammer et al. 2017). La totalidad de las variables fueron estandarizadas como: $X' = (X - M) / S$, siendo M la media del conjunto y S el desvío estándar.

5. Resultados

5.1 Parámetros de calidad de agua

El primer muestreo (24/03/17) presentó, una temperatura media (24 hs) de 24°C aprox (INIA) y una precipitación acumulada en las 72 horas anteriores al muestreo de 1,8 mm (INUMET). El segundo muestreo (27/04/17), presentó una temperatura media de 13°C

aprox (INIA) y una precipitación acumulada en las 72 horas anteriores al muestreo de 9,9 mm (INUMET). Ambos muestreos se realizaron en días con cielo despejado.

Tabla 1: Resultados parámetros de calidad de agua 1^{er} muestreo (24/03/17)

Puntos de muestreo	pH	K ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	STD (mg L^{-1})	T ($^{\circ}\text{C}$)	NO_3^- (mg L^{-1})	PT (mg L^{-1})	DBO (mg L^{-1})	OD (mg L^{-1})
0	7,4	108	67	18,2	0,124	0,004	0,9	8,4
1	7,3	420	260	24,1	0,541	0,125	3,6	5,5
2	7,3	513	318	24,9	0,803	0,066	-	2,6
3	7,4	341	335	25,8	0,972	0,066	-	2,6
4	7,2	428	266	24,7	1,955	0,027	2,6	5,5
5	7,9	202	125	20,8	1,556	0,010	3,4	6,3
6	6,9	153	95	21,3	1,063	0,008	1,6	6,9
7	6,8	136	84	20,9	0,899	0,005	1,9	6,5

Tabla 2: Resultados parámetros de calidad de agua 2^{do} muestreo (27/04/17)

Puntos de muestreo	pH	K ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	STD (mg L^{-1})	T ($^{\circ}\text{C}$)	NO_3^- (mg L^{-1})	PT (mg L^{-1})	DBO (mg L^{-1})	OD (mg L^{-1})
0	7,4	116	72	13,0	N/D	0,027	-	9,5
1	7,3	416	258	14,1	0,324	0,157	-	8,0
2	7,2	318	197	14,9	0,495	0,044	-	5,8
3	7,1	318	197	14,7	0,563	0,044	-	4,9
4	6,9	322	199	17,4	1,408	0,034	-	4,0
5	7,2	194	120	15,2	1,630	0,023	-	7,4
6	7,1	184	114	14,7	1,261	0,030	-	7,3
7	7,3	179	111	14,6	1,404	0,062	-	8,2

En términos generales, los parámetros de calidad del agua evaluados in situ: pH, K, STD, T y OD, y en laboratorio: NO_3^- , PT y DBO_5 , en ambos muestreos tuvieron variaciones luego del paso del arroyo Cuñapirú por la ciudad de Rivera. Los NO_3^- presentaron un valor máximo en el primer muestreo (punto 4), al igual que la K (punto 2), los STD (punto 3) y el pH (punto 5) (Tabla 1 y 2, Fig. 4).

La T en el primer muestreo fue siempre superior que en el segundo, su mayor incremento fue entre los puntos 0 y 1 y tuvo sus máximos en el punto 3 (primer muestreo), y 4 (segundo muestreo) (Tabla 1 y 2, Fig. 4).

El OD fue menor en el primer muestreo, sus mínimos fueron en los puntos 2 y 3 (primer muestreo) y 4 (segundo muestreo) (Tabla 1 y 2, Fig. 4).

El PT presentó su mayor valor en el segundo muestreo, el máximo se dio en los dos muestreos en el punto 1 y tuvo un comportamiento similar aguas abajo hasta el punto 5 donde en el primer muestreo tiende a decaer mientras que en el segundo tiende a aumentar (Tabla 1 y 2, Fig. 4).

Los STD y la K tuvieron su mayor incremento entre los puntos 0 y 1 en los dos muestreos, en el segundo los máximos se ubicaron en el punto 1, sin embargo en el

primero el máximo de los STD fue en el punto 3 y de la K en el punto 2 (Tabla 1 y 2, Fig. 4).

La DBO no fue graficada debido a la falta de datos en dos puntos del primer muestreo y a la falta total de datos en el segundo muestreo.

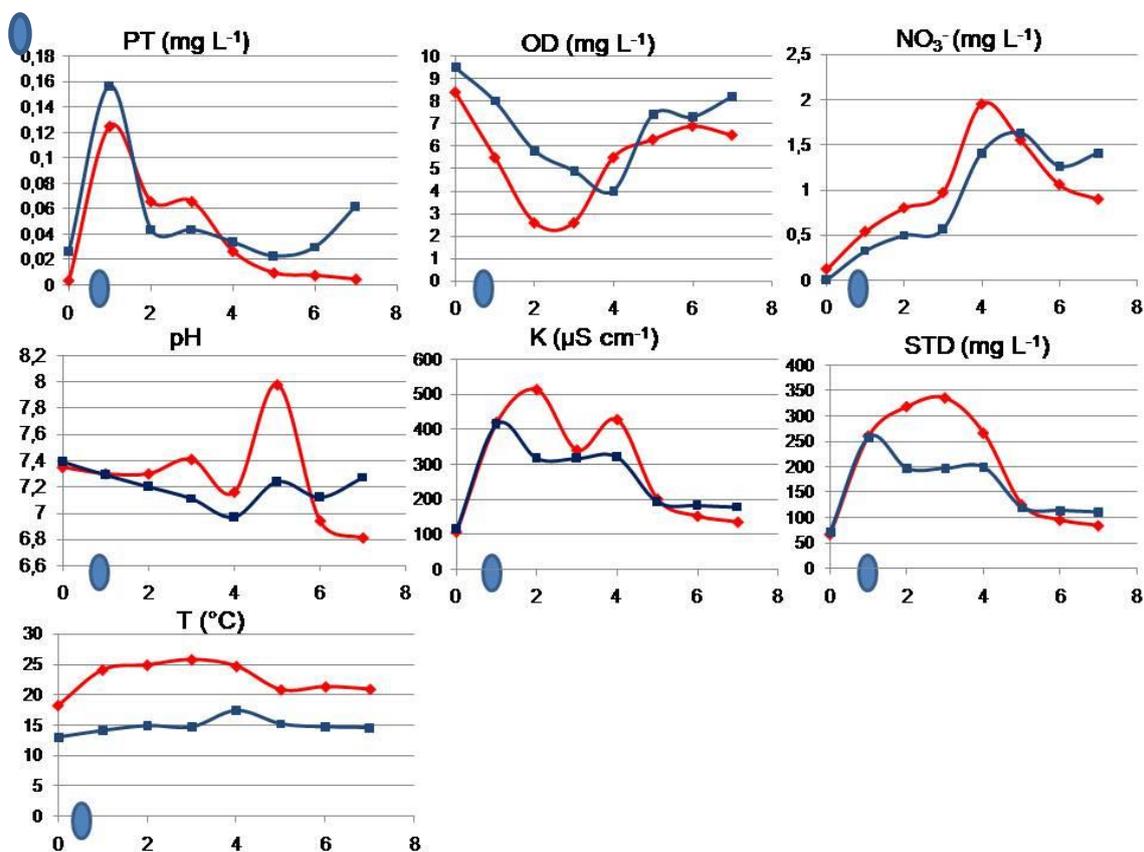


Figura 4: Parámetros de calidad de agua del arroyo Cuñapirú, muestreo 24/03/17 (rojo) y muestreo 27/04/17 (azul), ciudad de Rivera

A partir del análisis de agrupamientos se identificaron similitudes entre los puntos de muestreo de acuerdo a los parámetros de calidad del agua obtenidos. En el primer muestreo se observan dos divisiones, por un lado los puntos 0, 5, 6 y 7 (más lejanos a la ciudad) y por otro lado los puntos 1, 2, 3 y 4 (más cercanos a la ciudad), dichas agrupaciones se unieron a una distancia de -0,5. Los puntos 4 y 5 se presentaron como los puntos más disímiles de sus agrupaciones (Fig. 5). En el segundo muestreo la agrupación entre puntos de muestreo fue similar al primer muestreo, uniéndose a una distancia de -0,6, siendo los puntos más disímiles el 0 y el 1 (Fig. 6). No se encontraron diferencias significativas respecto a las agrupaciones de variables de calidad de agua entre los dos muestreos (ANOSIM $p > 0,05$).

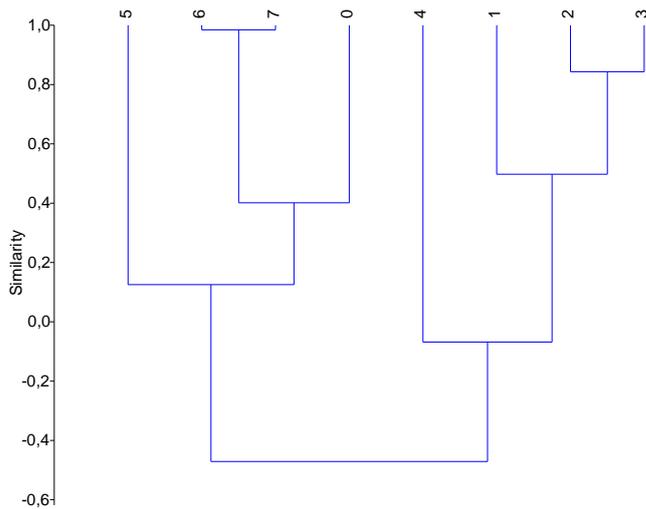


Figura 5: Análisis agrupamiento de los puntos muestreados en el arroyo Cuñapirú en el primer muestreo

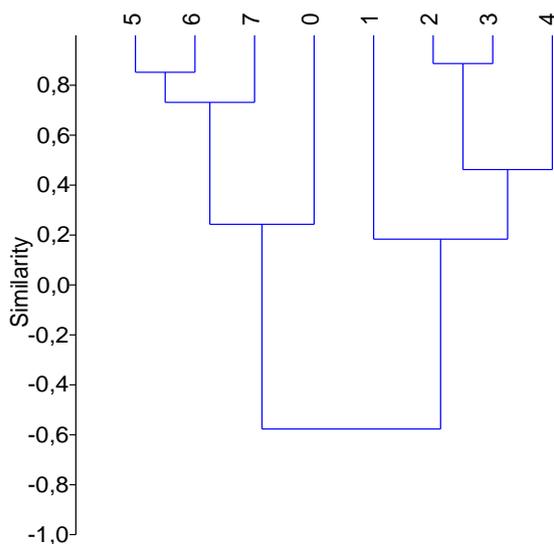


Figura 6: Análisis agrupamiento de los puntos muestreados en el arroyo Cuñapirú en el segundo muestreo

Los parámetros de calidad del agua obtenidos en el primer muestreo presentaron las siguientes correlaciones significativas: valores bajos de OD se asociaron a valores altos de K ($rS=-0,87$, $p<0,009$), de T ($rS=-0,89$, $p<0,005$), de STD ($rS=-0,96$, $p<0,001$) y de PT ($rS=-0,87$, $p<0,009$); valores altos de K se asociaron a valores altos de T ($rS=0,79$, $p<0,028$), STD ($rS=0,86$, $p<0,007$) y PT ($rS=0,81$, $p<0,022$). Así mismo cuanto mayor fueron los STD, mayores el PT ($rS=0,86$, $p<0,007$) y la T ($rS=0,93$, $p<0,002$) la cual también crece junto al PT ($rS=0,79$, $p<0,028$) (Tabla 4). Cabe destacar que los NO_3^- y el pH no presentaron ninguna correlación significativa con el resto de los parámetros ni entre ellos.

En el segundo muestreo también se identificaron correlaciones significativas: a mayor T mayor la concentración de NO_3^- ($r_s=0,75$, $p<0,036$), menor pH ($r_s=-0,78$, $p<0,029$) y menor OD ($r_s=-0,79$, $p<0,024$), mientras que a mayor OD mayor pH ($r_s=0,95$, $p<0,001$), así como a mayor valor de STD mayor valor de K ($r_s=0,99$, $p<0,001$) (Tabla 5).

Tabla 4: Correlaciones de Spearman (r_s) del primer muestreo en el arroyo Cuñapirú, en negrita $p<0,05$

0	pH	K	STD	T	NO_3^-	PT	OD
pH	0						
K	0,072	0					
STD	0,287	0,857'	0				
T	-0,024	0,786'	0,929'	0			
NO_3^-	-0,059	0,238	0,286	0,191	0		
Pt	0,235	0,850'	0,850'	0,779'	0,024	0	
OD	-0,254	-0,868'	-0,964'	-0,892'	-0,145	-0,873'	0
Secano	0,156	0,881'	0,929'	0,857'	0,476	0,779'	-0,868'
Forestal	-0,491	-0,214	-0,167	-0,095	0,667	-0,323	0,193
Herbáceo	-0,132	-0,857'	-0,905'	-0,833'	-0,429	-0,755'	0,892'
Bosque	0,491	0,214	0,167	0,095	-0,667	0,323	-0,193
Urbano	0,228	0,929'	0,976'	0,905'	0,238	0,850'	-0,964'
Otros	-0,359	-0,500	-0,571	-0,571	0,476	-0,731'	0,566
Zona riparia	0,522	-0,679	-0,309	-0,432	0,136	-0,553	0,400
Secano (zinf)	0,172	0,049	0,342	0,464	-0,268	0,221	-0,222
Forestal (zinf)	-0,392	0	0,317	0,537	0,390	0	-0,209
Herbáceo (zinf)	-0,072	-0,357	-0,571	-0,714'	0,286	-0,491	0,494
Bosque (zinf)	0,575	0,024	-0,048	-0,262	-0,024	-0,036	0,108
Urbano (zinf)	0	0,655	0,405	0,405	-0,483	0,666	-0,536
Distancia a la ciudad	-0,523	-0,821'	-0,750	-0,643	0,500	-0,991'	0,800'

Tabla 5: Correlaciones de Spearman (r_s) del segundo muestreo en el arroyo Cuñapirú, en negrita $p<0,05$

0	pH	K	STD	T	NO_3^-	PT	OD
pH	0						
K	-0,407	0					
STD	-0,429	0,994'	0				
T	-0,779'	0,392	0,371	0			
NO_3^-	-0,524	0,036	0,048	0,755'	0		
PT	0,072	0,469	0,467	-0,307	-0,299	0	
OD	0,952'	-0,611	-0,619	-0,790'	-0,381	-0,012	0
Secano	-0,762'	0,850'	0,857'	0,671	0,238	0,252	-0,905'
Forestal	-0,381	-0,252	-0,238	0,395	0,809'	-0,059	-0,143
Herbáceo	0,691'	-0,826'	-0,833'	-0,635	-0,262	-0,347	0,833'
Bosque	0,381	0,252	0,238	-0,395	-0,809'	0,059	0,143
Urbano	-0,619	0,779'	0,762'	0,575	0,048	0,323	-0,809'
Otros	-0,024	-0,611	-0,619	0,263	0,714	-0,419	0,214
Zona riparia	0,074	-0,615	-0,544	-0,118	0,173	-0,628	0,222
Secano (zinf)	-0,219	-0,025	0	-0,233	-0,537	0,049	-0,244
Forestal (zinf)	-0,683	-0,049	0	0,184	0,244	0,221	-0,512
Herbáceo (zinf)	0,309	-0,276	-0,286	0,144	0,571	-0,323	0,405
Bosque (zinf)	0,143	0,132	0,143	0,048	-0,143	-0,491	0,024
Urbano (zinf)	0,203	0,525	0,452	-0,063	-0,483	0,525	-0,047
Distancia a la ciudad	-0,071	-0,883'	-0,857'	0,090	0,714	-0,414	0,286

5.2 Calidad del agua y usos del suelo

Variables de uso del suelo y conservación de la zona riparia:

En la cuenca predominan los usos herbáceo natural (31%), forestal (22%), monte nativo (18%), cultivo de seco (13%) y área urbana (11%). Sin embargo, estas superficies varían en las microcuencas de cada uno de los puntos de muestreo (Fig. 2), observándose que cuanto más grandes son dichas microcuencas, menor es la superficie porcentual de bosque nativo y mayores la de forestación y cultivo de seco, mientras que el herbáceo natural se mantiene relativamente constante (Fig. 7). También se encontraron diferencias en los usos del suelo dentro de las zonas de influencia (0,5 Km) de los puntos de muestreo (Fig. 8). El estado de conservación de la zona riparia fue alto en toda el área de estudio, con excepción de los puntos 1 y 2 (Tabla 3).

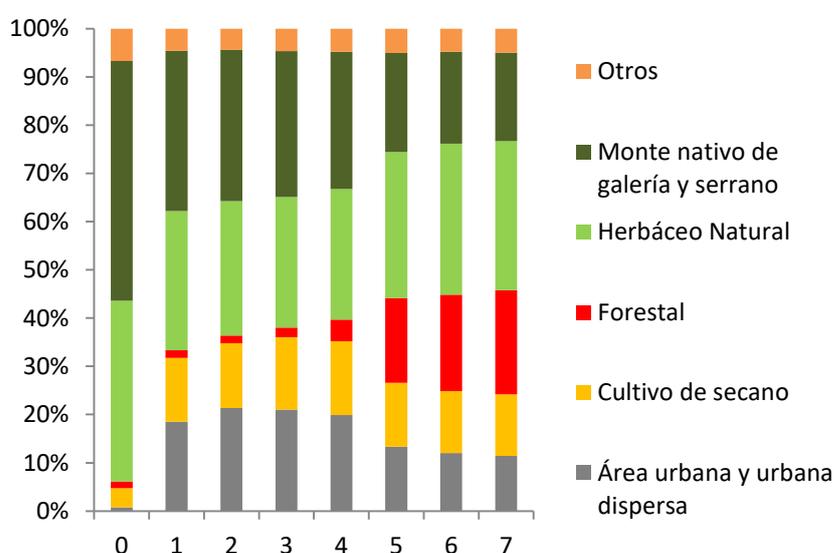


Figura 7: Superficie relativa (%) de los usos del suelo en las cuencas de cada punto de muestreo

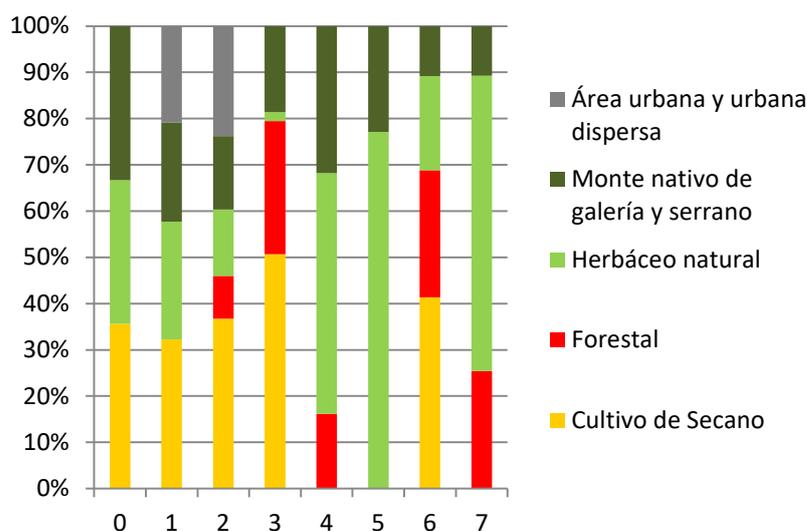


Figura 8: Superficie relativa (%) de los usos del suelo en las zonas de influencia de los puntos de muestreo

Tabla 3: Distancia a la ciudad y conservación de la zona riparia de cada punto de muestreo

Puntos de muestreo	Distancia a la ciudad (Km)	Conservación de la zona riparia
0	-6,2	4
1	0,3	1
2	2,8	1
3	3,6	4
4	8,2	2
5	23,1	4
6	25,9	3
7	28,4	3

Los valores de los parámetros físico-químicos utilizados para evaluar la calidad de agua presentaron correlaciones significativas con los usos del suelo forestal, urbano, cultivo de secano, herbáceo natural y bosque nativo en las microcuencas y únicamente con el uso herbáceo natural en las zonas de influencia de los puntos de muestreo. También se correlacionaron con el estado de conservación de la zona riparia y la distancia a la ciudad.

En el primer muestreo las microcuencas con mayores superficies de cultivo de secano presentaron mayores valores de K ($rS=0,88$, $p<0,007$), STD ($rS=0,93$, $p<0,002$), T ($rS=0,86$, $p<0,007$) y PT ($rS=0,79$, $p<0,028$), y valores menores de OD ($rS=-0,87$, $p<0,009$). Mientras que a mayores superficies urbanizadas fueron mayores los valores de K ($rS=0,93$, $p<0,002$), STD ($rS=0,98$, $p<0,001$), T ($rS=0,91$, $p<0,002$) y PT ($rS=0,83$, $p<0,011$), y menor el OD ($rS=-0,96$, $p<0,001$). Mayores superficies de herbáceo natural se correspondieron a valores menores de K ($rS=-0,43$, $p<0,007$), STD ($rS=-0,91$, $p<0,002$), T ($rS=-0,83$, $p<0,011$) y PT ($rS=-0,76$, $p<0,037$), y a mayores valores de OD ($rS=0,89$, $p<0,005$). Por otro lado a medida que aumenta la distancia a la ciudad, disminuyen los valores de PT ($rS=-0,74$, $p<0,046$) y K ($rS=-0,82$, $p<0,034$) y aumentan los valores de OD ($rS=0,8$, $p<0,041$).

Cabe destacar, que aunque los análisis de correlación no paramétrica de Spearman se realizaron a un nivel de significación ($p<0,05$), en el primer muestreo también se identificaron correlaciones marginalmente significativas ($p<0,1$): a mayor superficie de bosque nativo, menores valores de NO_3^- ($rS=-0,67$, $p<0,069$), y a mayor superficie de forestación mayor los valores de NO_3^- ($rS=0,67$, $p<0,069$). Por otro lado, cuanto mayor fue el estado de conservación de la zona riparia, menores son los valores de K ($rS=-0,68$, $p<0,083$) y a mayores superficies de herbáceo natural en la zona de influencia, menores son los valores de T ($rS=-0,71$, $p<0,058$). El pH no se asoció significativamente a ninguna otra variable (Tabla 4).

En el segundo muestreo, a mayores superficies de cultivo de secano, menores son los valores de pH ($rS=-0,76$, $p<0,037$) y OD ($rS=-0,91$, $p<0,002$), y mayores los valores de K ($rS=0,85$, $p<0,011$) y STD ($rS=0,86$, $p<0,007$). Por otro lado, cuanto mayor fue la superficie urbanizada, mayores fueron la K ($rS=0,78$, $p<0,029$) y los STD ($rS=0,76$, $p<0,037$) y menor el OD ($rS=-0,81$, $p<0,022$). A mayor superficie de herbáceo natural, fueron mayores los valores de pH ($rS=0,69$, $p<0,058$) y OD ($rS=0,83$, $p<0,011$), y menores los de K ($rS=-0,83$, $p<0,016$) y STD ($rS=-0,83$, $p<0,011$). Cuando mayores fueron las superficies de bosque nativo menores fueron los valores de NO_3^- ($rS=-0,81$,

$p < 0,022$) mientras que aumentaron a mayores superficies de forestación ($rS = 0,81$, $p < 0,22$). Cuando aumentó la distancia a la ciudad, disminuyeron los valores de K ($rS = -0,88$, $p < 0,014$) y STD ($rS = -0,86$, $p < 0,012$). Por otro lado, el PT, la conservación de la zona riparia y los usos del suelo en las zonas de influencia, no presentaron asociaciones significativas con ninguna otra variable (Tabla 5).

5.3 Usos del recurso hídrico

En total se realizaron 18 encuestas a pobladores con padrones linderos al arroyo, 10 casos estuvieron ubicados a menos de 5 Km de la ciudad (área más poblada).

Las actividades en los predios relevados son predominantemente ganaderas (52%), agricultura de secano (sandía y tabaco) (24%), otros (ladrilleros, apicultores, forestales, emprendimientos turísticos) (16%) y viviendas (8%).

El 78% de los consultados no hace ningún uso del arroyo, y se encuentran mayoritariamente a menos de 10 Km de la ciudad. Un 22% lo usa como abrevadero para el ganado, incluyendo dos casos que lo utilizan con fines recreativos y se corresponde a predios ubicados a más de 10 Km de la ciudad.

La población presente entre 0 y 10 Km de distancia a la ciudad no utiliza el arroyo con fines productivos debido principalmente a que; *el ganado no toma el agua* (46%), disponen de *tajamares con mejor calidad de agua* (23%), *no sirve para riego* (15%) y *otros* (15%). Cabe destacar que esta zona (0 a 10 Km) tuvo (a excepción de un caso) presencia de tajamares, de los cuales el 23% tienen mala calidad del agua según los productores.

En cuanto a la calidad del agua, en toda el área de estudio el 39% de los consultados la definió como *muy mala*, el 28% como *mala*, 28% como *buena* y el restante 5% como *media*. Se reconocieron diferencias en dicha percepción en función de la distancia a la ciudad: cuanto más cerca de la ciudad peor fue la valoración (Fig. 9). Los encuestados que valoraron como *mala* o *muy mala* la calidad del agua, identificaron como factores determinantes en su valoración al *color verdoso* del agua, el *mal olor*, la presencia de *residuos sólidos* y *otros* (*turbidez* y *conocimiento del uso como descarga de efluentes*). A menos de 4 Km de la ciudad los factores más destacados fueron los *residuos sólidos* y el *mal olor*. Mientras que entre 4 y 8 Km de distancia a la ciudad, las valoraciones estuvieron dadas mayoritariamente por el *color verdoso* y el *conocimiento sobre el uso como vertedero de efluentes aguas arriba* (Fig. 10). El deterioro de la calidad del agua fue adjudicado principalmente a la planta de tratamiento de OSE, al basurero municipal "Paso del Enano" y a la descarga barométrica en los pozos destinados para tal fin en las cercanías del basurero.

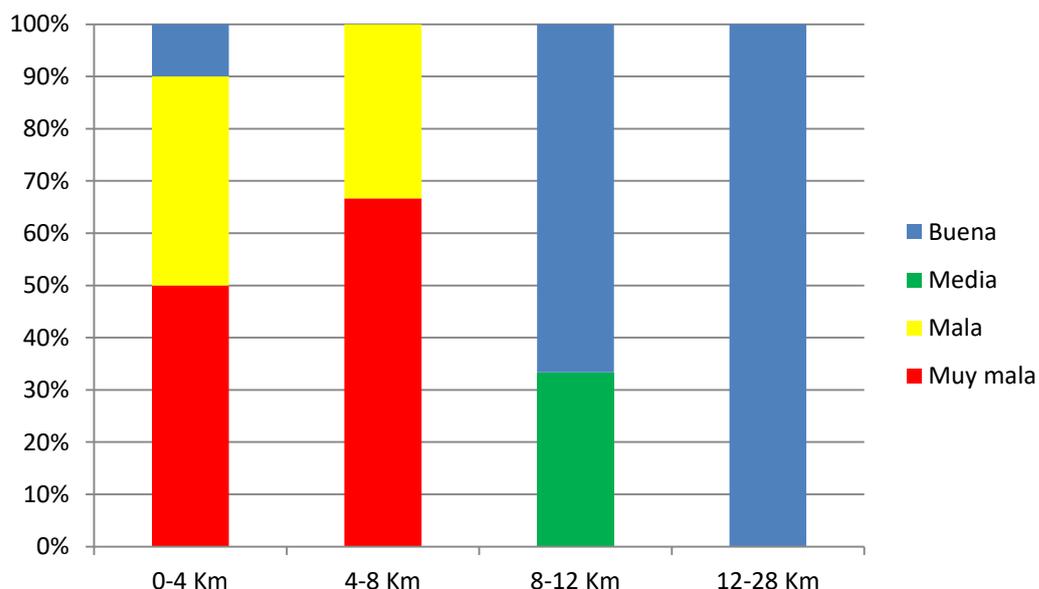


Figura 9: Percepción de la calidad del agua de la población consultada, con predios en las márgenes del arroyo Cuñapirú (Rivera, Uruguay)

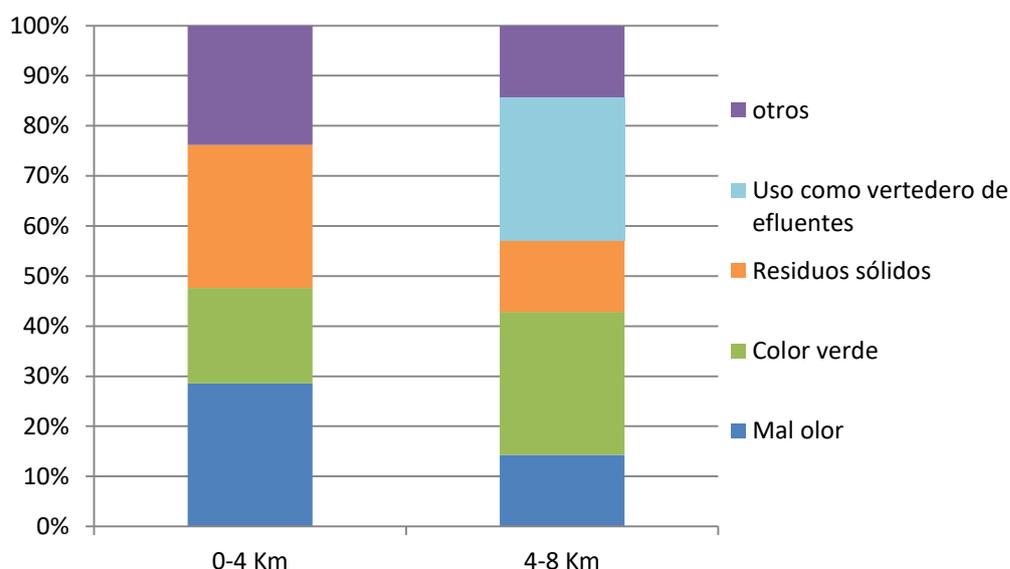


Figura 10: Factores mencionados para la valoración de la calidad del agua por parte de la población consultada con predios en las márgenes del arroyo Cuñapirú (Rivera, Uruguay)

6. Discusión

El comportamiento de los parámetros de calidad del agua entre los 8 puntos de muestreo no fue significativamente diferente entre ambos muestreos. Por otro lado, las diferencias observadas entre el punto control y los tres subsiguientes dan evidencia de que todos los parámetros de calidad de agua evaluados se encuentran alterados a partir del paso del arroyo por la ciudad de Rivera.

El PT presentó un incremento muy marcado entre el punto control y el punto 1 en ambos muestreos, donde superó ampliamente el máximo establecido ($0,025 \text{ mg L}^{-1}$)

por el decreto 253/979. Exceder el valor máximo establecido fue algo que también sucedió en los puntos 2, 3 y 4 en el primer muestreo y 2, 3, 4, 6 y 7 en el segundo muestreo. El hecho de que el PT aumente en los puntos 6 y 7 aún más que en los puntos subsiguientes al vertido, probablemente está asociado a las precipitaciones, ya que la carga eléctrica del P lo hace asociarse principalmente a minerales del suelo y llega a los cuerpos de agua mayoritariamente en sólidos en suspensión procedentes de procesos erosivos, los cuales se incrementan con las escorrentías producto de las precipitaciones (Piccardo 2014). Por otro lado se observó que el punto 1 se encuentra dentro del rango eutrófico para sistemas lóticos, caracterizado por valores de $PT > 0,075 \text{ mg L}^{-1}$, lo cual podría propiciar aumentos en la biomasa de productores primarios como microalgas y cianobacterias (Bonilla et al. 2015).

El rápido descenso en los niveles de PT entre el lugar de vertido (punto 1) y el siguiente (punto 2), en ambos muestreos podría deberse a la rápida mineralización del fósforo orgánico aguas abajo. Más aún el hecho de que los fosfatos, luego de la mineralización queden en forma de fosfatos solubles (Chapin et al. 2011) explicaría el hecho de que este descenso sea aún más marcado en el segundo muestreo, en donde hubieron mayores precipitaciones acumuladas a las 72 horas anteriores al muestreo y por ende mayor caudal.

El OD se encontró dentro del rango de aguas no contaminadas ($>7 \text{ mg L}^{-1} \leq 14 \text{ mg L}^{-1}$) (Conde y Gorga 1999) en el punto control (punto 0) en el primer muestreo y en los puntos control, 1, 5, 6 y 7 en el segundo muestreo. Mientras que se encontró por debajo del mínimo establecido ($\leq 5 \text{ mg L}^{-1}$) por el decreto 253/979 en los puntos 2 y 3 (primer muestreo) y en los puntos 3 y 4 (segundo muestreo).

Von Sperling (2007) establece zonas de autopurificación que varían respecto al decaimiento del OD luego de un aporte puntual rico en MO (Fig 11). Este comportamiento se observó en este estudio en ambos muestreos, en donde el OD luego de su mínimo aumenta con la extensión recorrida por el cauce, promovido por la aireación superficial por difusión y por la actividad fotosintética (Dos Santos 2001). En el segundo muestreo los valores de OD no caen tan abruptamente en los puntos subsiguientes a la descarga puntual y presentan su mínimo a mayor distancia de la ciudad. Esto se interpreta como una zona de descomposición activa de la MO más extensa en comparación con el primer muestreo (Fig 11). Lo cual podría deberse a que el aumento en las precipitaciones incrementa el caudal y la entrada de agua con niveles altos de OD, por ende aumenta la capacidad de autopurificación (Streeter y Phelps 1925), por otro lado a menor T la solubilidad del oxígeno es mayor. Por lo tanto en el segundo muestreo el aporte puntual no genera cambios tan drásticos en los parámetros evaluados.

Los mínimos de OD en ambos muestreos no se registraron en la zona de vertido de OSE sino en las estaciones de muestreo subsiguientes. Esto podría ser explicado por el consumo de OD en los procesos de mineralización y nitrificación que tienen lugar luego del aumento en la carga de MO (von Sperling 2007). Scelza (2002) aplicando el modelo Streeter-Phelps a los efluentes a ser vertidos en el arroyo Cuñapirú (tras la inauguración de la planta de tratamiento de OSE), obtuvo un valor teórico mínimo del OD de 0 (mg L^{-1}) a 2 Km del vertido. En este estudio el mínimo de OD si bien fue mayor a dicha estimación teórica, resultó similar en cuanto a la distancia y se encontró por debajo de la normativa nacional. Por lo que de no modificarse la gestión actual en torno al recurso hídrico se continuará generando un descenso en los valores del OD

por fuera de la norma nacional. En este sentido Scelza (2002) planteó que para que los valores de OD fueran mayores a 5 mg L^{-1} , la planta de tratamiento debería reubicarse aguas abajo de forma de aumentar la cuenca de drenaje, aumentar la eficiencia de la planta de tratamiento (llegar al 95%) y que el saneamiento alcance al 100% de la población

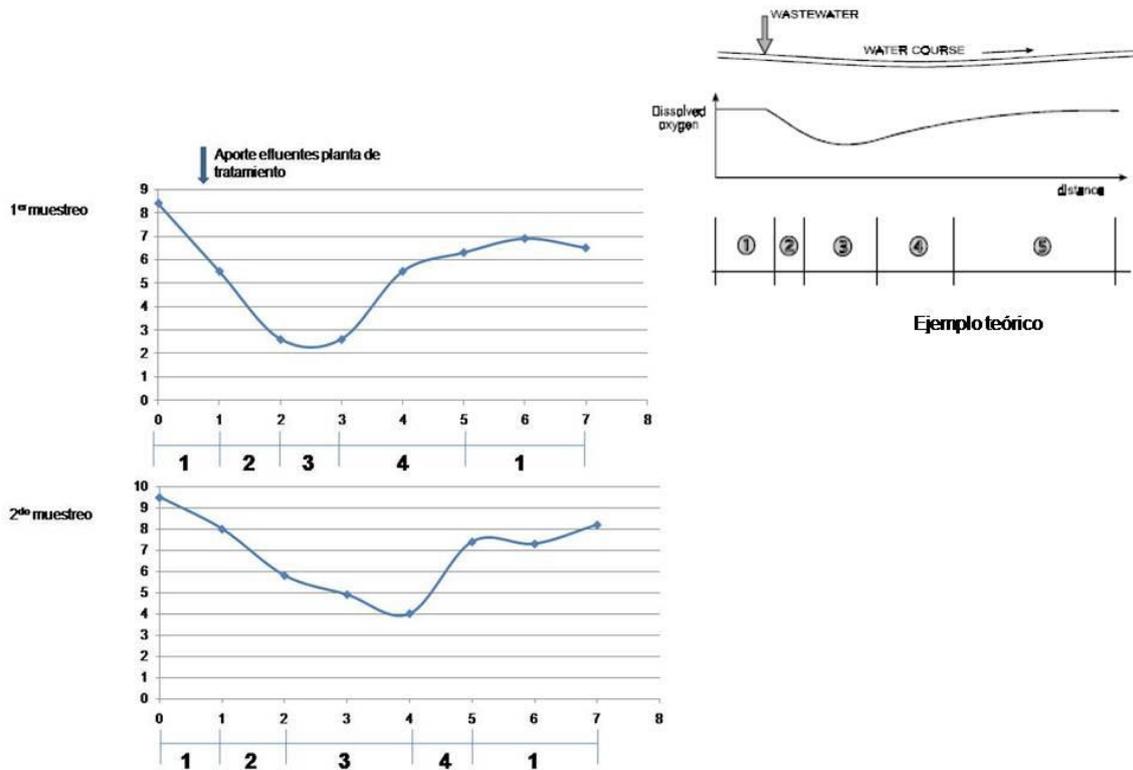


Figura 11: Zonas de autopurificación planteadas por von Sperling (2007), detectadas a partir de las concentraciones de OD en el arroyo Cuñapirú, eje (x): OD (mg L^{-1}); eje (y): puntos de muestreo. Zonas: 1: aguas limpias, 2: degradación, 3: descomposición activa, 4: recuperación

Con respecto a los NO_3^- , se observa un aumento en las concentraciones de todos los puntos luego del paso por la ciudad, sin embargo estos valores se encuentran ampliamente por debajo del máximo establecido (10 mgL^{-1}) por el decreto 253/979. Las concentraciones de nitratos registradas están asociadas a la descomposición aerobia de la MO durante el proceso de nitrificación (Chapin et al. 2011), lo cual podría explicar por qué el máximo no se ubica en el punto de vertido sino aguas más abajo en donde se va dando ese proceso y por ende acumulando sus productos (De León 2011).

El pH, K y STD no tuvieron variaciones espaciales amplias y sus valores estuvieron dentro de los rangos esperados (Conde y Gorga 1999). Estos últimos sin embargo aumentaron considerablemente en el punto 1, lo cual pone en evidencia el aporte constante de contaminantes en el punto de vertido (Jonnalagadda y Mhere 2001).

La T del agua es un parámetro influenciado por la temperatura ambiente y la radiación incidente del sol (Rivera et al. 2004), y esto se vió reflejado en los registros del segundo muestreo en donde la temperatura ambiente cayó abruptamente y por ende la T fue menor. Por otra parte, en ambos muestreos la T aumentó entre el punto control y los subsiguientes puntos, tendiendo a disminuir a los valores del punto control

en las últimas estaciones de muestreo. Esto se podría relacionar con el impacto de la ciudad ya que al aportar MO aumenta la actividad microbiana responsable de su descomposición y eso podría conllevar un aumento en la T (von Sperling 2007). En este sentido, el valor máximo de T fue en el punto 3 (primer muestreo) y en el punto 4 (segundo muestreo), en ambos casos coincidirían con el final de la zona de descomposición activa propuesta por von Sperling (2007) (Fig 11).

A partir de los resultados del análisis agrupamiento se puede observar que en los dos muestreos, las agrupaciones están formadas por los puntos más cercanos a la ciudad por un lado y los puntos más lejanos a la ciudad por el otro (incluyendo aquí el punto control). La similitud entre los puntos podría ser explicada por el cambio en la calidad del agua luego del pasaje por la ciudad de Rivera, lo que se traduce en que el punto 5 se asemeja más a la calidad del agua del control (punto 0) que de los puntos 1, 2, 3 y 4. Por ende, se podría interpretar que luego del aporte puntual de la ciudad, el arroyo volvió a características de calidad de agua similares al punto control a una distancia $>8,2$ Km y <23 Km.

La correlación negativa entre STD y OD y positiva entre STD y PT encontrada en el primer muestreo podría ser explicada por la fracción de MO presente en los STD, ya que contiene formas de fósforo orgánico y en su mineralización se consume OD. En el segundo muestreo los STD y el OD no se correlacionaron significativamente, probablemente debido a que el aumento del caudal diluye más la MO presente en los STD y no se da una asociación significativa con el OD.

Las asociaciones encontradas en los dos muestreos indican que la disminución del OD y el aumento del PT son explicados por el uso de suelo urbano y en menor medida por el cultivo de secano (tabaco y sandía). Esto podría deberse a que suelos sin cobertura vegetal en algún periodo, son más vulnerables de sufrir erosión, proceso por el cual se incrementa el aporte de MO y nutrientes a los cursos de agua (Piccardo 2014). El aporte de efluentes ricos en MO y nutrientes desde la ciudad (Scelza 2002) queda fuertemente evidenciado en la correlación positiva entre la superficie urbana y el PT, y la correlación negativa entre la superficie urbana y el OD. También se evidenció en el primer muestreo, donde la distancia a la ciudad presentó mayor correlación con el PT y en menor medida con el OD. Por otra parte, el cultivo de secano y el uso urbano también explicaron el aumento en la K, lo cual podría evidenciar el ingreso de sólidos al sistema (que incrementan esta variable) generados por estos usos del suelo (Barreto 2008; De León 2011).

Los pastizales (representados por el uso herbáceo natural en este estudio) mantienen la estructura original del suelo, colaboran en la retención de sus partículas (Rucks et al. 2004) y tienen una gran capacidad de captar nutrientes (Claus y George 2005). Esto explicaría el hecho de que a medida que crece porcentualmente la superficie de herbáceo natural, crecen los valores de OD mientras que el PT y la K disminuyen. Por lo tanto, los pastizales al no aumentar la carga de MO colaboran indirectamente en la asimilación de la MO vertida aguas arriba y estarían actuando como amortiguador de la calidad del agua luego de un aporte puntual.

En el punto 7 (el que presenta mayor superficie porcentual de forestación) se observó que en el primer muestreo disminuyó el OD y aumentó la DBO, mientras que en el segundo muestreo aumentaron el PT y los NO_3^- . Estos comportamientos podrían ser explicados por el ingreso de nutrientes y MO desde la forestación al cuerpo de agua

(Farley et al. 2005), el cual se debe a que el cambio drástico en la cobertura natural del suelo genera mayor vulnerabilidad ante procesos erosivos (Zaimes y Schultz 2002). En este sentido a mayores precipitaciones mayores serán las concentraciones de PT en los cuerpos de agua cercanos a áreas forestadas (Cabrera 2016). Por lo tanto el aumento en las precipitaciones podría explicar el aumento del PT en el punto 7. Sin embargo, no se da una disminución en los valores de OD como en el primer muestreo ya que el caudal es mayor.

En el segundo muestreo, ni el uso del suelo forestal ni la distancia a la ciudad se correlacionaron significativamente con el PT, debido a que en el punto 1 (menor distancia a la ciudad, menor superficie forestada) presenta su mayor concentración y en el punto 7 (mayor distancia a la ciudad, mayor superficie forestada) vuelve a aumentar. Por lo tanto no es posible detectar correlaciones lineales entre el PT y los usos del suelo ni con la distancia a la ciudad.

Cabe destacar que ni la conservación de la zona riparia ni los usos del suelo en las zonas de influencia presentaron asociaciones significativas con los parámetros de calidad de agua evaluados. Esto se podría atribuir a que las variaciones en la calidad de agua están fuertemente relacionadas con el aporte de la ciudad, lo que disminuye su relación lineal con otras variables potencialmente asociadas.

En el cuestionario realizado se observó que los productores consultados hasta 10 Km aguas abajo de la ciudad de Rivera, no pueden utilizar el arroyo como abrevadero, ya que según la población consultada en muchos casos los animales no toman el agua, lo que ha derivado en que los productores presentes en la zona más cercana a la ciudad deban hacer tajamares. Dicha distancia concuerda con los resultados obtenidos en el análisis de agrupamiento (puntos 1, 2, 3 y 4) y podría colaborar en definir con mayor exactitud hasta donde tiene la ciudad una fuerte incidencia sobre la calidad del agua.

El detrimento en la calidad del agua del arroyo Cuñapirú, producto del vertido de efluentes en la planta de tratamiento, condiciona los usos potenciales del recurso hídrico aguas abajo como los recreativos o de abrevadero. Por lo tanto se observa un desequilibrio en el acceso a los SE del arroyo, ya que en el punto de vertido se utiliza el SE de regulación de tal modo que compromete la oferta de los SE de aprovisionamiento y culturales aguas abajo.

7. Conclusiones

El área de estudio presentó una alta complejidad debido a la presencia de aportes puntuales y difusos. Además conviven diversas actividades económicas y sociales propias de los centros urbanos. A esto se le agrega la reciente (2016) intervención en el arroyo Cuñapirú, que consistió en un dragado para aumentar su capacidad de drenaje. Un elemento adicional a estas complejidades, lo constituye la escasa información disponible sobre la calidad del agua del arroyo Cuñapirú, lo que dificulta la comparación con valores de referencia que sirvan como insumos para la discusión.

Sin embargo se identificaron los dos principales procesos de contaminación. Por un lado se evidenció que el aporte de la ciudad de Rivera al arroyo Cuñapirú afecta principalmente al OD y al PT. Por otra parte se detectaron aportes difusos de MO desde las áreas forestadas, promovidos por el aumento en las precipitaciones. El

cultivo de secano también se vinculó al aporte de materiales, mientras que los pastizales fueron el uso que menos aportes realiza al curso de agua.

Una variable de relevancia refiere a las precipitaciones, en tanto aumentan el caudal y por ende el OD, amortiguando el impacto del aporte puntual, pero que a su vez aceleran los procesos erosivos mediante los cuales pueden incrementar los aportes difusos de MO al cauce. Así mismo la temperatura también constituye una variable de relevancia ya que al disminuir, aumenta la solubilidad del oxígeno.

Se evidenció el proceso de descomposición de la MO aportada por la planta de tratamiento, que se da en detrimento de los valores de OD y PT, llegando a encontrarse por fuera de la norma nacional en ambos muestreos. Esto constituye una señal de relevancia para analizar de forma precisa la capacidad de asimilación de MO del arroyo, lo que lleva a sugerir que son necesarios nuevos estudios que evalúen dichos aspectos.

Mediante el relevamiento de usos del recurso hídrico, se identificó su vínculo con la calidad del agua. El detrimento en la calidad de éstas condiciona los usos potenciales del arroyo como balneario y abrevadero para ganado hasta 10 Km aguas abajo de la ciudad. Esto afecta la oferta de SE y por ende a los productores presentes, que deben recurrir a otras fuentes de agua para el ganado (tajamares).

El mayor impacto sobre la calidad del agua está dado principalmente por el aporte excesivo de MO de la planta de tratamiento de aguas servidas de OSE. Dicho aporte produce cambios drásticos en todos los parámetros evaluados y explica su comportamiento aguas abajo. Sin embargo, a partir del punto 5 se entiende que la mayor influencia de la ciudad ya tuvo lugar y por lo tanto son más visibles las interacciones entre las vertientes y el curso.

El presente estudio, representa una aproximación para la construcción de una línea de base sobre la dinámica de los parámetros de calidad del agua, evaluados luego del aporte puntual de la planta de tratamiento de aguas servidas.

Perspectivas a futuro:

A partir del trabajo realizado surgen nuevas interrogantes:

¿Es posible que exista un modelo de gestión que atienda a todas las dimensiones en torno al recurso hídrico, viable para la ciudad de Rivera?

¿Qué riesgos supone el elevado aporte de fósforo en la ciudad?

¿Cuál es el aporte de MO específico de las áreas forestadas y su relevancia en la calidad del agua?

Las interrogantes mencionadas representan algunos de los desafíos a corto y mediano plazo para una mejor gestión del recurso hídrico.

8. Bibliografía

Achkar M. (2002). *Hacia la gestión sustentable del agua*. Programa: Uruguay sustentable. Laboratorio de desarrollo sustentable y gestión ambiental del territorio. Departamento de Geografía. Facultad de Ciencias. Universidad de la República. 7pp.

Almeida C., Quintar S., González P. y Mallea M. (2008). *Assessment of irrigation water quality. A proposal of a quality profile*. Environmental Monitoring and Assessment 142(1-3):149-152.

Artigas J., Romani A., Gaudes A., Muñoz I. y Sabater S. (2009). *Organic matter availability structures microbial biomass and activity in a Mediterranean stream*. Freshwater Biology 54: 2025-2036.

Barreto P. (2008). *Efectos iniciales de la forestación sobre la calidad del agua de escurrimiento en una Cuenca del Río Tacuarembó*. Tesis de Maestría. Facultad de Agronomía, Universidad de la República.

Basant N., Gupta S., Malik A. y Singh P. (2010). *Linear and nonlinear modeling for simultaneous prediction of dissolved oxygen and biochemical oxygen demand of the surface water—a case study*. Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems 104(2):172-180.

Boano F., Revelli R. y Ridolfi L. (2006). *Stochastic modelling of DO and BOD components in a stream with random inputs*. Advances in Water Resources 29(9):1341-1350.

Bonilla S., Haakonsson S., Somma A., Gravier A., Britos A., Vidal L., De León L., Brena B., Pírez M., Piccini C., Martínez de la Escalera G., Chalar G., González-Piana M., Martigan F. y Aubriot L. (2015). *Cianobacterias y cianotoxinas en ecosistemas límnicos de Uruguay*. Revista del Laboratorio Tecnológico del Uruguay. Montevideo Uruguay. INNOTECH. 10:23-39.

Cabrera L. (2016). *Efectos de la forestación sobre la calidad del agua: Desde una visión global a una local*. Tesis de grado. Facultad de Ciencias, Universidad de la República.

Carey R. y Migliaccio K. (2009). *Contribution of wastewater treatment plant effluents to nutrient dynamics in aquatic systems: A review*. Environmental Management 44:205-217.

Carpenter R., Caraco F., Correll D., Howarth R., Sharpley A. y Smith V. (1998). *Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen*. Ecological Applications 8(3):559-568.

Chapin S., Matson P. y Vitousek P. (2011). *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. Springer Science & Business Media.

Conde D., Arocena R. y Rodríguez-Gallego L. (2002). *Recursos acuáticos superficiales de Uruguay: ambientes algunas problemáticas y desafíos para la gestión (I y II)*. En: *AMBIOS*, 3(10):5-9 y 4(11):32-33.

Conde D. y Gorga J. (1999). Capítulo 7: Gases disueltos. Capítulo 9: Composición iónica. En: Arocena R. y Conde D. (eds). *Métodos en ecología de aguas continentales: Con ejemplos de Limnología en el Uruguay*. Facultad de Ciencias, Universidad de la República – DIRAC.

Cowling R., Egoh B., Knight A., O'Farrell P., Reyers B., Rouget M., Roux D., Welz A. y Wilhelm-Rechman A. (2007). *An operational model for mainstreaming ecosystem services for implementation*. Ed: Daily G., Stanford University.

Clarke K. (1993). *Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure*. *Australian Journal of Ecology* 18:117-43.

Claus D. y George E. (2005). *Effect of stand age on fine-root biomass and biomass distribution in three European forest chronosequences*. *Canadian Journal of Forest Research* 35:1617-1625.

Cunha de Menezes J., Bittencourt R., De Sá Farias M., Pinheiro B., Coutinho de Oliveira L. y Fia R. (2015). *Deoxygenation rate, reaeration and potential for self-purification of a small tropical urban stream*. Universidade Federal Lavras (UFLA), Minas Gerais, Brasil.

Da Silva A. y Saccomani L. (2001) *Using chemical and physical parameters to define the quality of Pardo River water (Botucatu-SP-Brazil)*. *Water Research* 35(6):1609-1616.

De Almeida V. (2006). *Índice de qualidade de água e coeficientes de autodepuração de trechos do rio Pomba*. Minas Gerais, Brasil.

DeFries R., Foley J. y Asner G. (2004). *Land-use choices: balancing human needs and ecosystem function*. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2(5):249-257.

De León L. (2002). *Floraciones de cianobacterias en aguas continentales del Uruguay: causas y consecuencias*. En: *Perfil Ambiental del Uruguay (2002)*, Domínguez A. y Prieto R. (eds.), Nordan-Comunidad, Montevideo. 28-37.

De León L. (2011). *Evaluación de la calidad del agua del río Cuareim, período 2006-2010*. Proyecto DINAMA-PNUD. RU/07/012-TDR 3.12.

Delbene L. (2010). *Calidad de agua del río Santa Lucía (Uruguay) utilizando peces como indicadores: Relación con el uso del suelo*. Tesis de grado. Facultad de Ciencias, Universidad de la República.

Díaz I. (2013). *Modelación de los aportes de nitrógeno y fósforo en cuencas hidrográficas del departamento de Canelones (Uruguay)*. Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, Universidad de la República.

DINAMA (2009_a). Manual de procedimientos analíticos para muestras ambientales 2008UY: Determinación de Demanda Bioquímica de Oxígeno en efluentes líquidos domésticos e industriales, aguas contaminadas y naturales. Método electrométrico. Elaborado por: Lauber F.

DINAMA (2009_b). Manual de procedimientos analíticos para muestras ambientales 4013UY: Determinación de Fósforo total en aguas naturales y tratadas, aguas residuales domésticas e industriales. Método Espectrofotométrico. Elaborado por: Simone P.

DINOT (2011). Cobertura de categorización de usos del suelo. Datos publicados: <http://sit.mvotma.gub.uy/shapefiles.htm>.

Dos Santos A. (2001). *Caracterização morfológica, hidrológica e ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Turvo Sujo, microregião de Viçosa-MG*. Dissertação de doutorado, Brazil.

Elser J., Bracken M., Cleland E., Gruner D., Harpole S., Hillebrand H., Ngai J., Seabloom E., Shurin J. y Smith J. (2007). *Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems*. Ecology Letters. 10:1135-1142.

ESRI. Environmental Systems Research Institute. (2012). ArcGis 10.1. ArcMap Version 10.1. License Type ArcInfo. Copyright © 1999-2012 ESRI Inc.

Farley K., Jobbágy E. y Jackson R. (2005). *Effects of afforestation on water yield: A global synthesis with implications for policy*. Global Change Biology 11(10):1565-1576.

Foley J., DeFries R., Asner G., Barford C, Bonan G., Carpenter S., Chapin S., Coe M., Daily G., Gibbs H., Helkowski J., Holloway T, Howard E., Kucharik C., Monfreda C, Patz J., Prentice C., Ramankutty N. y Snyder P. (2005). *Global Consequences of Land Use*. Science 309, 570.

Freeman M., Pringle C., y Jackson R. (2007). *Hydrologic connectivity and the contribution of stream headwaters to ecological integrity at regional scales*. Journal of the American Water Resources Association 43(1):5-14.

Gilmore K. y Luong H. (2016). *Improved Method for Measuring Total Dissolved Solids*. Analytical Letters. 49 (11):1772-1782.

Gonçalves D. (2008). *Modelagem da autodepuração e qualidade da água do rio Turvo Sujo*. Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa para obtenção do título de Magister Scientiae. Minas Gerais, Brasil.

González S., Almeida C., Calderón M., Mallea M. y González P. (2014). *Assessment of the water self-purification capacity on a river affected by organic pollution: application of chemometrics in spatial and temporal variations*. Environmental Science and Pollution Research.

Hammer O., Harper D. y Ryan P. (2017). PAST: Palaeontological Statics software package for education and data analysis. Versión 3.15.

- Holling C. y Meffe G. (1996). *Command and Control and the Pathology of Natural Resource Management*. Conservation Biology. 10 (2):328-337.
- IDEAM (2007) Nitrato en agua por espectrofotometría ultravioleta. Código: TP0092. Elaborado por: C. Rodríguez.
- INE. Instituto Nacional de Estadística. (2011). Censo de Población 2011, Rivera.
- INIA. Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias. (2017). Banco de datos agroclimáticos (Gras). (<http://www.inia.uy>).
- INUMET. Instituto Uruguayo de Meteorología. (2017). Datos no publicados.
- Jonnalagadda B. Y Mhere G. (2001). *Water quality of the Odzi River in the eastern highlands of Zimbabwe*. Water Research 35(10):2371-2376.
- Kang S. y Lin H. (2009). *General soil-landscape distribution patterns in buffer zones of different order streams*. Geoderma 151:233-240.
- Legendre P. y Legendre L. (1998). *Numerical Ecology*. 2nd English Edition. Amsterdam. 870pp.
- Ley 14.859. Código de Aguas y Decreto Reglamentario 253/79. Uruguay. Disponible en: <http://www.parlamento.gub.uy>
- MA (Millennium Ecosystem Assessment). (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Island Press. Washington, DC.
- Manahan S. (1994). *Environmental Chemistry*. Lewis Publishers by CRC Press, Boca Raton, FL.
- Margalef R. (1983). *Limnología*. Ediciones Omega, S.A., Barcelona.
- Matson P., Parton W., Power A. y Swift M. (1997). *Agricultural intensification and ecosystem properties*. Science 277:504-509
- Maynard S., James D. y Davidson A. (2010). *The Development of an Ecosystem Services Framework for South East Queensland*. Environmental Management.
- Mazzeo N., Rodríguez-Gallego L., Kruk C., Meerhoff M., Gorga J., Lacerot G., Quintans F., Loureiro M., Larrea D. y García-Rodríguez F. (2003). *Effects of Egeriadensa Planch beds on a shallow lake without piscivorous fish*. Hydrobiologia 506(1-3):591-602.
- MGAP (Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca). (1976). Unidades de suelos CONEAT. MGAP-DGRNAR-CONEAT. Montevideo.
- Miranda J. y Krishnakumar G. (2015). *Microalgal diversity in relation to the physicochemical parameters of some Industrial sites in Mangalore, South India*. Environmental Monitoring and Assessment 187(11).

Molden D. ed. (2007). *Evaluación exhaustiva del manejo del Agua en Agricultura. Agua para la Alimentación, Agua para la Vida*. Londres: Earthscan y Colombo: Instituto Internacional del Manejo del Agua.

Montalván A., Flores B., Sanz Z., Estrada K. (2005). *Autopurificación en aguas del río Hatibonico*. Centro de Ingeniería Ambiental de Camagüey, Cuba.

Montaño J., Collazo P., Peel E. y Da Rosa E. (2002). *Características hidrogeológicas del acuífero transfronterizo guaraní*. XII Congresso Brasileiro de Aguas Subterráneas.

Mullins G. 2009. *Phosphorus: Agriculture and the environment*. Virginia Cooperative Extension. Publication 424-029.

NASA ASTER. (2006). Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer. <http://asterweb.jpl.nasa.gov/>.

Oesterheld M. (2008). *Impacto de la agricultura sobre los ecosistemas: fundamentos ecológicos y problemas más relevantes*. *Ecología austral* 18(3):337-346.

Olli G., Darracq A. & Destouni G. (2009). *Field study of phosphorous transport and retention in drainage reaches*. *Journal of Hydrology* 365:46-55.

Panario D., Gutiérrez O., Achkar M., Bartesaghi L. y Ceroni M. (2011). *Clasificación y mapeo de ambientes de Uruguay*. Informe Técnico. Convenio MGAP/PPR –Facultad de Ciencias/Vida Silvestre/ Sociedad Zoológica del Uruguay/CIEDUR. 149p

Piccardo A. (2014). *Potenciales impactos del uso de fertilizantes sobre la calidad de agua del arroyo lenguazo (Artigas, Uruguay)*. Tesina de grado. Facultad de Ciencias, Universidad de la República.

Plummer J. y Long S. (2007) *Monitoring source water for microbial contamination: evaluation of water quality measures*. *Water Research* 41(16):3716-3728.

PNUMA, IDR, CEUTA y Programa de Desarrollo Local ART Uruguay (2009). *Perspectivas del Medio Ambiente en Localidades Urbanas de Rivera (Uruguay)*. Coordinador general: Carro I.

Rivera N., Encina F., Muñoz-Pedrerros A. y Mejias P. (2004). *La calidad de las aguas de los ríos Cautín e Imperial, IX Región-Chile*. *Información Tecnológica* (15) 5:89-101.

Rodríguez P., Beard Jr. D., Bennett M., Cumming S., Cork S., Agard J., Dobson P. y Peterson D. (2006). *Trade-offs across space, time, and ecosystem services*. *Ecology and Society* 11(1):28.

Rodríguez L., Gómez A., Oleaga A., Pacheco F., Roullier G., Seoane N., Silva A. y Vives L. (2007). *Evaluación de la recarga y la vulnerabilidad del Sistema Acuífero Guaraní en Brasil y Uruguay*.

Rucks L., Garcia F., Kaplán A., Ponce de León J. y Hill M. (2004). *Propiedades físicas del suelo*. Departamento de suelos y aguas, Facultad de Agronomía, Universidad de la República.

Scelza H. (2002). *Evaluación de la contaminación en el arroyo Cuñapirú*. Facultad de Ingeniería, Universidad de la República.

Scheffer M., Brock W. y Westley F. (2000). *Socioeconomic Mechanisms Preventing Optimum Use of Ecosystem Services: An Interdisciplinary Theoretical Analysis*. *Ecosystems* 3:451-471.

Shrestha S. y Kazama F. (2007). *Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: a case study of the Fuji river basin, Japan*. *Environmental Modelling & Software* 22:464-475.

Smith H., Tilman D. y Nekola C. (1999). *Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems*. *Environmental Pollution* 100:179-196.

Soutullo A., Bartesaghi L., Achkar M., Blum A., Brazeiro A., Ceroni M., Gutiérrez O., Panario D. y Rodríguez-Gallego L. (2012): *Evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos de Uruguay*. Informe Técnico. Convenio MGAP/PPR-CIEDUR/Facultad de Ciencias/ Vida Silvestre Uruguay/Sociedad Zoológica del Uruguay.

Spellman F. y Drinan J. (2001). *Stream Ecology & Self-Purification, an introduction*. 261pp.

Streeter H. y Phelps E. (1925). *A study of the pollution and natural purification of the Ohio River*. *Public Health Bulletin*. 146, Washington.

Tian S., Wang Z. y Shang H. (2011). *Study on the Self-purification of Juma River*. Laboratory of Hydrosience and Engineering, Tsinghua University, Beijing, China.

Tommasino A. (2012). *Análisis de los potenciales impactos de un sistema de rotación arroz-pasturas sobre la calidad del agua del arroyo de tala (Salto, Uruguay)*. Tesina de grado. Facultad de Ciencias, Universidad de la República.

Vagnetti R., Miana P., Fabris M. y Pavoni B. (2003). *Self-purification ability of a resurgence stream*. Università Ca'Foscari di Venezia, Italy.

VonSperling M. (2007). *Wastewater characteristics, treatment and disposal*. Department of sanitary and environmental engineering, Federal University of Minas Gerais, Brazil 292pp.

Wetzel R. (1981). *Limnología*. Ediciones Omega, S. A., Barcelona. 679pp.

Zaimes G. y Schultz R. (2002). *Phosphorus in agricultural watersheds: A literature review*. Department of Forestry, Iowa State University, Ames, Iowa 106pp.

Zhang J. y Jørgensen S. (2005). *Modelling of point and nonpoint nutrient loadings from a watershed*. Environmental Modelling& Software 20:561-574.