



Tesina de grado

Licenciatura en Ciencias Biológicas- Orientación: Ecología

**EVALUACIÓN DEL ESTADO TRÓFICO DE CURSOS DE
AGUA EN CUENCAS DE USO AGRÍCOLA MEDIANTE UN
ÍNDICE BIÓTICO**

Autor: Bruno Bazzoni

Tutor: Dr. Rafael Arocena

Co-tutor: Mag. Ismael Díaz

JUNIO 2015

INDICE

INDICE.....	2
RESUMEN	4
INTRODUCCIÓN	5
OBJETIVO.....	11
Objetivos específicos.....	11
HIPÓTESIS	11
Predicciones	12
MATERIALES Y MÉTODOS.....	12
Área de Estudio	12
Diseño de muestreo	15
Uso del suelo	15
Parámetros Físicoquímicos.....	18
Parámetros biológicos	19
Estado trófico de los cursos de agua	20
Análisis de los datos	21
RESULTADOS	22
Uso del suelo	22
Parámetros físicoquímicos	23
Parámetros biológicos.....	26
Estado trófico de los cursos de agua.....	28
DISCUSION.....	31
Usos del suelo y variables físicoquímicas del agua	31
Caracterización del ensamble de macroinvertebrados.....	33
Estado trófico de los cursos de agua.....	36
Escala de estudio y estado trófico.....	37
CONCLUSIONES	39
BIBLIOGRAFIA.....	41
ANEXO	48

ÍNDICE DE ILUSTRACIONES Y TABLAS

Figura 1 Área de estudio	14
Figura 2 Escalas espaciales de uso del suelo	18
Figura 3 Imagen LANDSAT del área de estudio para a) Enero 2011 y b) Julio 2011	23
Figura 4 Superficie ocupada por a) “area agrícola” y b) Humedal y monte nativo	23
Figura 5 Análisis de agrupamiento de comunidades	28
Figura 6 Relación TSI-BI vs fósforo total	29
Figura 7 Valores de R ² para las diferentes escalas espaciales	30
Tabla 1 Cursos de agua analizados	15
Tabla 2 Valores umbrales de estados tróficos para valores del índice TSI-BI y P-total	21
Tabla 3 Cobertura del suelo para todas las microcuencas	22
Tabla 4 Medias y rangos de las variables fisicoquímicas	24
Tabla 5 Métricas del ensamble de macroinvertebrados bentónicos para cada sitio	27
Tabla 6 Índice biológico y datos asociados para cada sitio	28
Tabla 7 Variables fisicoquímicas para todos los sitios	488
Tabla 8 Tabla de correlaciones (spearman) entre variables fisicoquímicas	48
Tabla 9 Lista de géneros de macroinvertebrados identificados	49
Tabla 10 Porcentaje de uso agrícola para las diferentes escalas	51

RESUMEN

La calidad de los cursos de agua dulce se encuentra amenazada a nivel mundial producto de las actividades humanas, dentro de las cuales la agricultura ha mostrado tener importancia en el proceso de deterioro. A pesar de no generar efectos puntuales y directos sobre el ambiente como la industria o las urbanizaciones, debido a su efecto difuso y extendido en el territorio, la agricultura es un factor importante en la alteración de los ecosistemas acuáticos. En la última década se ha observado en Uruguay un marcado avance de la frontera agrícola así como una intensificación en los procesos asociados, particularmente en el litoral oeste. El objetivo del presente estudio fue evaluar el estado trófico de los arroyos en cuencas con diversa intensidad en el uso del suelo que drenan a un área protegida por medio de la caracterización de los ensambles de macroinvertebrados bentónicos, en su carácter de indicadores biológicos. Para ello se utilizó el índice biótico TSI-BI propuesto por Chalar *et al.*, (2011) para la cuenca del Río Santa Lucía así como un acercamiento a través de los Sistemas de Información Geográfica para cuantificar la actividad agrícola en la zona y para varias áreas buffer desde 250 a 2000 metros aguas arriba. Según los resultados todas las cuencas se encuentran con un gran desarrollo en superficie de la agricultura (82.8 ± 5.1 %) y todos los cursos de agua fueron categorizados como eutróficos o hipereutróficos. Estos resultados del índice se correlacionaron con las variables fósforo total ($R=-0.76$, $p \leq 0.05$) e intensidad de uso agrícola del suelo para la totalidad de la cuenca ($R^2 > 0.55$; $p \leq 0.05$), aunque se limitaron a un solo muestreo. El porcentaje uso agrícola en la cuenca fue un buen predictor del índice para las áreas buffer menores a los 1250 metros. Estos resultados sientan un antecedente para poder evaluar el efecto a mediano plazo de la actividad agrícola sobre los cursos de agua dulce para engendrar medidas que lleven a una mejor conservación de la zona y un menor impacto sobre el área protegida.

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas de agua dulce son afectados directamente por las alteraciones derivadas de las actividades humanas a los ecosistemas terrestres y ecotonos (Malmqvist y Rundle, 2002; Hynes, 1975). Estas actividades son la principal amenaza a la calidad ecológica de los ecosistemas acuáticos al impactar sobre el hábitat, la calidad del agua y las comunidades biológicas por numerosas y complejas vías (Strayer *et al.*, 2003). A su vez generan amenazas que pueden clasificarse en cinco principales categorías: sobreexplotación, contaminación, destrucción por urbanismo o desecación, fragmentación o degradación del hábitat e invasión de especies (Malmqvist y Rundle, 2002).

A nivel mundial, dentro de estas actividades la agricultura juega un papel preponderante al afectar a los ecosistemas acuáticos de forma muy variada, difusa y extendida en el territorio, lo que dificulta su manejo y control (Utz *et al.*, 2009; Malmqvist y Rundle, 2002; Carpenter *et al.*, 1998). La agricultura puede producir cambios en la entrada de partículas, nutrientes, materia orgánica y energía a los ecosistemas acuáticos (Allan, 2004; Carpenter *et al.*, 1998). Todas estas alteraciones generan cambios en la diversidad de hábitats y en las dinámicas tróficas y poblacionales (Allan, 2004; Malmqvist y Rundle, 2002). Frente a estos cambios y la necesidad de cuantificar su posible impacto negativo en la calidad ecológica de los ecosistemas se han desarrollado indicadores.

Los indicadores de uso más extendido para evaluar los impactos sobre la calidad del agua se basan en parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos. Sin embargo, a pesar que en su determinación se utilizan métodos precisos, se requiere de una elevada frecuencia de muestreo y son costosos. Aunque pueden detectar y cuantificar la presencia de un compuesto en el agua, no pueden indicar si los compuestos son biológicamente activos o si existen otros compuestos o interacciones no contempladas que puedan tener un efecto en la biota. Tampoco pueden reflejar la integración de los numerosos factores presentes en condiciones

naturales o la sustentabilidad a largo plazo (Li *et al.*, 2010). Por estos motivos, el monitoreo de los cursos de agua sobre la misma biota es un complemento necesario a los parámetros fisicoquímicos.

Entonces, un indicador biológico puede ser definido como un organismo o conjunto de organismos sensibles a procesos o contaminantes que llevan a un cambio en la biodiversidad. Son tomados como sustitutos de comunidades más grandes y funcionan como un indicador para la condición de un hábitat, comunidad o ecosistema (Markert *et al.*, 2003). Aportando una visión ecológica del estado de los cursos de agua así como de su continuo cambio e incorporación de sustancias al sistema (Li *et al.*, 2010; Pratt *et al.*, 2009) lo que representa una ventaja frente a los parámetros fisicoquímicos.

Entre las ventajas que presenta el uso de indicadores biológicos resalta que permiten hacer evaluaciones a largo plazo y poseen una mayor sensibilidad que los parámetros fisicoquímicos para detectar cambios ecológicos en los ecosistemas acuáticos. Además, las respuestas biológicas tienden a integrar los efectos independientes de cada estresor, así como la interacción entre los mismos resultando en un indicador más robusto que el análisis de una sustancia en particular (Cairns y Pratt, 1993).

La biota acuática cambia su estructura y funcionamiento al modificarse las condiciones ambientales de sus hábitats naturales. Por lo tanto, es posible usar algunas propiedades estructurales y funcionales de los diferentes niveles de organización biológica para evaluar el estado ecológico del cuerpo de agua. El uso de las comunidades como indicadores biológicos precisa de la conversión de los datos descriptivos de la misma en una forma numérica para ser estudiada, como con las métricas simples (riqueza de especies o taxa, porcentajes de abundancia, medidas de diversidad) (Pratt *et al.*, 2009).

El uso de métricas simples para cuantificar el grado de deterioro de los ríos se basa en la premisa ecológica que argumenta que la estabilidad o bienestar de una comunidad se incrementa con su complejidad (Lampert y Sommer, 1997). Por

lo cual cambios en la abundancia y riqueza de especies pueden ser una señal del deterioro que, junto con otras medidas fisicoquímicas tradicionales, pueden ser usadas para evidenciar la degradación del ambiente (Li *et al.*, 2010; Allan, 2004)

Un problema de estas métricas es que su variación puede no ser fácilmente interpretable. En caso que las perturbaciones fueran de alta intensidad se evidencia una clara alteración de la estructura de una comunidad pero frente a perturbaciones de baja intensidad o frecuencia puede no presentar alteraciones significativas (Koperski, 2011; Pratt *et al.*, 2009). Esto puede asociarse a la disminución del número de taxa intolerantes y al aumento de los tolerantes, sin cambio en los valores de diversidad y riqueza. Las dificultades que presentan estas métricas se deben a que parten de una hipótesis de causa-efecto, donde se espera que ecosistemas más estables presenten mayor diversidad (Koperski, 2011), y, en parte, a la incapacidad que tienen para diferenciar las interacciones biológicas entre las especies de la comunidad (Brinkhurst, 1993).

Las métricas simples se sustituyeron progresivamente por los índices bióticos y con ello se renovó el uso de las técnicas cualitativas en la bioindicación. Los índices bióticos, al considerar la composición y adaptabilidad de los diferentes taxa de la comunidad biológica, presentan varias ventajas como i) reflejar la condición ecológica de un sitio; ii) integrar los efectos de los impactos de diferentes factores de perturbación; iii) acumular en el tiempo el efecto de las tensiones que le han afectado; y iv) ser sensibles al impacto de factores difusos que no pueden ser detectados por otros métodos (Barbour *et al.*, 1999). Estos aspectos son considerados al determinar la tolerancia de los diferentes grupos de organismos a los factores de perturbación. La presencia o ausencia de un taxón y/o su abundancia se pondera de acuerdo a la sensibilidad que presenta al factor de perturbación que se quiera valorar. El bajo costo de utilización de estos métodos, la rapidez de su aplicación y su fiabilidad los hace idóneos para el monitoreo de cursos de agua.

Dentro de los ensambles de organismos presentes en un curso de agua los macroinvertebrados bentónicos son la mejor alternativa metodológica para detectar modificaciones tempranas, o de origen difuso que se producen en los ecosistemas acuáticos (Roldán-Pérez, 1999; Barbour *et al.*, 1999; Cairns y Pratt 1993). Debido a que, por ejemplo, son relativamente sedentarios y por lo tanto representativos del área donde son colectados. Además, tienen ciclos de vida relativamente cortos (de meses a un par de años) (Alba-Tercedor, 1996) comparado con los peces. Por ello, reflejan con mayor rapidez las alteraciones del ambiente mediante cambios en la estructura de sus poblaciones y comunidades. Sin embargo, el ciclo es más largo que el correspondiente a las algas bentónicas, lo que les permite manifestar las alteraciones ocurridas en distintos momentos a lo largo de un período anual o bianual. Adicionalmente, viven y se alimentan en o sobre los sedimentos donde tienden a acumularse los compuestos químicos, incorporándose a la cadena trófica a través de ellos. Asimismo, son sensibles a diversos factores de perturbación respondiendo a las sustancias contaminantes presentes tanto en el agua como en los sedimentos, son fuente primaria de alimento de muchos peces y participan de manera importante en la degradación de la materia orgánica y en el ciclado de nutrientes (Segnini, 2003; Roldán-Pérez, 1999).

Los índices bióticos basados en macroinvertebrados han sido empleados desde hace varias décadas tanto en Europa (Metcalf, 1989) como América del Norte (Bonada *et al.*, 2006), sin embargo su aplicación requiere considerar las diferencias regionales existentes a nivel de la fauna acuática, ya sea a nivel taxonómico (organismos presentes) como de sus requerimientos ecológicos (Roldán-Pérez, 1999).

En Uruguay, actualmente no existe un índice biótico aceptado para todo el territorio. El índice TSI-BI (Trophic State Index- Benthic Invertebrate) es un índice propuesto para la Cuenca del Río Santa Lucía realizada por Chalar *et al.*, (2011). Este índice da como producto una calificación del curso de agua en base a su

estado trófico, siendo ésta una propiedad del ecosistema que cuantifica la disponibilidad de energía en la cadena trófica, y es central a la estructura de la comunidad fluvial, por lo tanto muy ligada a la calidad ecológica de los cursos de agua (Dodds, 2007).

Las relaciones directas entre el cambio de uso del suelo y las respuestas ecológicas en los ecosistemas lóticos son difíciles de establecer (Park *et al.*, 2011; Strayer *et al.*, 2003). Entre otros, debido a la variedad de usos del suelo, a la tasa que ocurren los cambios y a su distribución en el paisaje (Buck *et al.*, 2004). A su vez las respuestas ecológicas de los ensamblajes frente a dichos cambios pueden demorar décadas en estabilizarse (Harding *et al.*, 1998). Por ello, entender y predecir los efectos del cambio de uso del suelo en los ecosistemas acuáticos es un problema científico complejo (Strayer *et al.*, 2003).

Los ensamblajes de ecosistemas lóticos dentro de una región son afectados por procesos que ocurren a diferentes escalas espaciales (Frisell *et al.*, 1986), desde condiciones del micro hábitat (e.g. tipo de sustrato) (Lammert & Allan, 1999), del sitio de muestreo (e.g. cambios en la vegetación ribereña) (Morales *et al.*, 2014; Davies y Nelson, 1994) hasta a nivel de la cuenca hidrográfica (e.g. aporte por arrastre o disolución de sustancias) (Park *et al.*, 2011; Sponseller *et al.*, 2001). Sin embargo, en la región todavía no se ha abordado este problema y el acercamiento científico más utilizado hasta la fecha es el estudio a nivel de cuenca hidrográfica (Chalar *et al.*, 2011; Miserendino *et al.*, 2011; Arocena *et al.*, 2008).

El uso de Sistemas de Información Geográfica (SIG) puede contribuir para la elección de una escala apropiada para obtener información relevante para cada curso de agua. En general, permite analizar el arreglo espacial de las coberturas vegetales así como de los cambios que ocurren sobre las mismas a lo largo del año, pudiéndose obtener información sobre el proceso de expansión de la agricultura o su intensificación en cultivos por año.

En el caso de Uruguay la principal actividad económica es la agropecuaria y la misma cubre casi la totalidad de su superficie. En la última década, la agricultura

se encuentra en un proceso de expansión e intensificación impulsado principalmente por los cultivos de verano (e.g. soja) (García-Prechác *et al.*, 2010; Paruelo *et al.*, 2006). Este proceso de intensificación se observa en la región litoral oeste del país donde se encuentran la mayor cantidad de suelos con aptitud agrícola (Achkar *et al.*, 2011). Por tanto es creciente la necesidad de conocer los posibles efectos de estas actividades antrópicas sobre los recursos bióticos y, especialmente en aquellas zonas destinadas a la conservación de la biodiversidad como son las áreas protegidas dado que por las características del territorio uruguayo se encuentran inmersas o lindantes a zonas agro-productivas (Evia, 2007). En este sentido, el Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay es un área protegida que se caracteriza por ser una porción importante de un humedal localizado en la zona baja e inundable de una cuenca hidrográfica con gran desarrollo de la actividad agropecuaria. Estudios previos realizados en la zona demostraron la bioacumulación de cantidades significativas de diversos agroquímicos utilizados en la agricultura en diferentes especies de peces con valor comercial (Ríos *et al.*, 2010), los que generaron un interés en conocer el estado actual de los sistemas lóticos de la zona. Y debido a que los cursos de agua de pequeño orden vinculan lo que ocurre entre los ecosistemas terrestres y los arroyos de mayor orden (Dodds, 2007; Allan, 2004) su monitoreo y control puede ser un factor clave para la detección temprana de posibles amenazas a los ecosistemas localizados aguas abajo (Lowe y Likens, 2005).

OBJETIVO

Evaluar el estado trófico de los arroyos que drenan al Parque Nacional “Esteros de Farrapos e Islas del Rio Uruguay” caracterizando los ensambles de macroinvertebrados bentónicos en su carácter de indicadores biológicos.

Objetivos específicos

- 1) Determinar la composición taxonómica de los ensambles de macroinvertebrados bentónicos en 4 cursos de agua afluentes de los Esteros de Farrapos y explorar relaciones entre los diferentes atributos de dichos ensambles y el uso del suelo de las microcuencas.
- 2) Definir la escala espacial más apropiada para observar los efectos del uso del suelo sobre el estado trófico en los cursos de agua utilizando el índice biológico TSI-BI.

HIPÓTESIS

- 1) La intensidad de uso del suelo por parte de la agricultura afecta el estado trófico de los cursos de agua generando cambios en la composición de los ensambles de macroinvertebrados bentónicos
- 2) La robustez de la relación entre el uso del suelo y el índice biótico de estado trófico de los cursos de agua depende de la escala espacial utilizada para el análisis de la intensidad de uso del suelo.

Predicciones

1. Los sitios con intensidad de uso del suelo similar tendrán ensambles similares.
2. Los sitios con mayor uso del suelo agrícola tendrán ensambles con valores menores de diversidad, riqueza de especies y equitatividad
3. Los sitios con mayor uso del suelo agrícola tendrán ensambles con valores más eutróficos según el índice de estado trófico.
4. La capacidad predictiva de la variable “uso del suelo agrícola” sobre el estado trófico de los cursos de agua será mayor a escalas intermedias.
5. Las áreas buffer más pequeñas tendrán menor poder predictivo sobre la variable ‘uso agrícola’ debido a factores del sitio de muestreo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio

La zona de estudio se localiza sobre la costa del Río Uruguay en el noroeste del departamento de Río Negro, entre las localidades de San Javier y Nuevo Berlín, y está comprendida en la cuenca hidrográfica que drena hacia los Esteros de Farrapos en cuya zona más deprimida se ubica el área protegida “Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay” (PNEFIRU). Los límites de esta cuenca que desemboca en el río Uruguay son la cuchilla de Haedo hacia el oriente y sur, y la cuchilla Bella Vista hacia el Norte. (Figura 1 a) y b))

El clima es representativo de un clima templado. La temperatura media es de 23°C, siendo los meses más cálidos de Diciembre a Marzo y los más fríos los de Junio a Agosto. La precipitación media se encuentra en 1240 mm anuales (Altamirano y Cayssials, 2004). Con una superficie total de 446 km², la cuenca de los Esteros de Farrapos se presenta diversa tanto en geomorfología como en geología. La zona baja de esta cuenca es caracterizada por inundaciones parciales o totales a lo largo del año, teniendo su ciclo hidrológico de inundaciones

parcialmente controlado por la presencia aguas arriba de la Represa de Salto Grande sobre el Río Uruguay. En tanto que su cuenca alta, de mayor pendiente y drenaje, permite el desarrollo de actividades agropecuarias (Cayssials *et al.*, 2002).

La actividad agropecuaria en la zona surge en el siglo XVIII con la introducción de la ganadería bovina en forma extensiva. A comienzos del Siglo XIX se orienta hacia la agricultura, la cual se fue intensificando a lo largo del siglo XX, debido principalmente a la inmigración europea y a la consolidación de tres colonias del Instituto Nacional de Colonización (Santos, 2008). En el sector Centro y Norte de la cuenca al igual que en el resto de la Provincia Pampeana ha habido una sustitución de la superficie destinada a los sistemas ganaderos tradicionales (pasturas y cultivos cerealeros de invierno en rotación) por cultivos de verano.

Desde comienzos del presente siglo este proceso se ha incrementado exponencialmente en superficie destinada así como intensificando los ciclos de rotación de cultivos (Achkar *et al.*, 2011; Paruelo *et al.*, 2006). Este importante cambio de la matriz productiva tiene su comienzo en la década de 1990, respondiendo al desarrollo de políticas públicas y a un fuerte aumento de precios en el mercado internacional (Redo *et al.*, 2012). La incorporación del cultivo de soja presenta un papel destacado ya que se trata de un sistema de manejo altamente tecnificado con gran subsidio de agroquímicos y energía (Achkar *et al.*, 2011; García-Préchac *et al.*, 2010; Arbeletche y Carballo, 2009; Paruelo *et al.*, 2006). Mientras que en el sector Centro-Sur de la cuenca se ha desarrollado la forestación (Figura 1 b).

Siguiendo el modelo de acercamiento propuesto por el Sistema Nacional de Áreas Protegidas para el estudio del área (Cayssials *et al.*, 2002) se trató a la cuenca hidrográfica desde un enfoque sistémico. Se consideró al resto de la cuenca que no se encuentra dentro del PNEFIRU como área adyacente o de amortiguamiento, aunque hasta el momento ha sido delimitada por el SNAP.

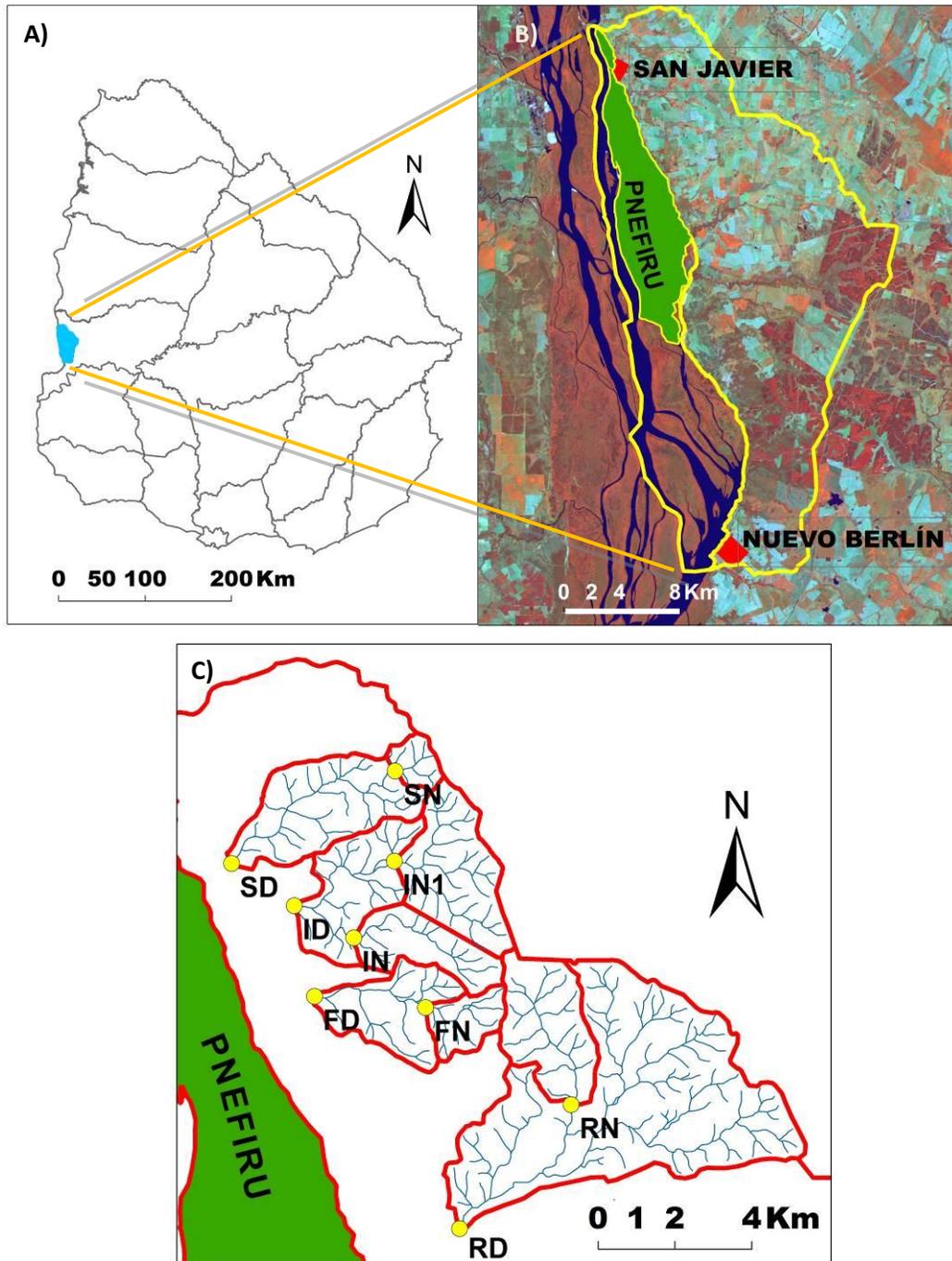


Figura 1_ A) Mapa político de Uruguay localizando la cuenca hidrográfica de "Esteros de Farrapos" en azul; B) Imagen LANDSAT 5TM (BANDA 4,5,3) mostrando los límites de la cuenca hidrográfica de "Esteros de Farrapos" (amarillo) donde puede verse en color rojizo sobre el río Uruguay las zonas de humedales, en color rojo más intenso las zonas forestadas hacia el sector Sur de la cuenca, y en color verde el Area Protegida (PNEFIRU) sobre el Río Uruguay; C) Ubicación de los sitios de muestreo (●) y cursos de agua circunscriptos en cada microcuenca.

Diseño de muestreo

Para evaluar la calidad del agua de los arroyos que drenan hacia el área protegida se tomaron muestras de variables biológicas y fisicoquímicas en cuatro arroyos con cuencas de uso agrícola. Se muestreó en mayo de 2012 cada curso en dos sitios, uno lo más próximo posible a las nacientes (N) (excepto A° Isletas que se muestreó en la naciente y en un afluente) y otro aguas abajo, lo más cercano posible a su desembocadura (D) hacia el área protegida (Figura 1). Estos cursos de agua, de Norte a Sur, son la cañada Sauzal (S) y los arroyos Isletas (I), Farrapos (F) y Román chico (R) que varían en orden 3 a 5 (Tabla 1) según la clasificación propuesta por Strahler (1957).

Tabla 1 Cursos de agua analizados ordenados de Sur a Norte, código de los sitios, orden de los cursos y área de sus cuencas

Curso de agua		SITIO	Orden	Área (ha)
A° Román chico	Naciente	RN	3	722.5
	Desembocadura	RD	5	3797.7
A° Farrapos	Naciente	FN	3	258.1
	Desembocadura	FD	3	845.1
A° Isletas	Afluente	IN	3	478.6
	Naciente	IN₁	4	791.5
	Desembocadura	ID	4	1953.9
Cda. Sauzal	Naciente	SN	3	140.7
	Desembocadura	SD	3	1048.0

Uso del suelo

Para realizar la delimitación de cada microcuenca se generó un modelo digital de superficie (MDS) a partir de la utilización del producto NASA ASTER (2006) de resolución geométrica de 30x30 metros.

La clasificación de usos y coberturas del suelo se realizó mediante técnicas de teledetección, integrando clasificaciones supervisadas y no supervisadas (Schowengerdt, 1997)

Se utilizaron imágenes del Satélite LANDSAT 5TM para el año 2011 con resolución espacial 30x30 metros. Dichas imágenes fueron obtenidas gratuitamente del sitio web del Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais de Brasil (INPE) y el procesamiento de éstas se realizó utilizando el software ArcGIS 10 (ESRI, 2010).

La corrección geométrica de las imágenes se realizó en el proceso de georreferenciación en el sistema Universal Transversal Mecartor - 21 S (UTM 21S), sistema de proyecciones de base del SIG elaborado.

Las imágenes LANDSAT 5TM utilizadas fueron tomadas en enero y julio de 2011, ya que no fue posible obtener imágenes de resolución igual o superior para el año que se realizó el muestreo (2012). Se optó por el mes de enero debido a que se espera que para esa fecha se encuentre sembrada la totalidad de los cultivos de verano (e.g. soja, maíz y sorgo). Y se incluyó también una imagen del mes de julio por la preparación de los suelos para los cultivos de invierno (e.g. trigo y cebada). Debido a que la cantidad de área destinada para soja (principal cultivo de la región) en el año agrícola 2010/2011 fue menor que para el 2011/2012 (DIEA, 2013) para todo el país, se asumió que los sitios que se encontraban con algún manejo agrícola para enero de 2011, lo mantendrían para el siguiente año agrícola.

Se realizó un análisis exploratorio de imágenes LANDSAT 5TM para la última década con el fin de identificar posibles grandes cambios en el tipo de cobertura del suelo, que resultaron ser muy similares al año 2011.

Para la clasificación de la imagen satelital se asignaron siete categorías de acuerdo al siguiente criterio:

-*'agricultura'* y *'suelo desnudo'*, fue asignado a los sitios donde claramente se notaba actividad agrícola para la imagen LANDSAT 5TM de enero 2011; *'rastrojo'* corresponde a aquellos sitios que no presentaban actividad agrícola en la imagen LANDSAT 5TM de enero 2011. Pero que al ser comparados con una imagen de la siguiente zafra agrícola (julio de 2011) los mismos sitios mostraban claramente un manejo agrícola, ya fuese suelo desnudo o agricultura;

'monte nativo' corresponde a todos los sitios con vegetación arbórea excluyendo las especies exóticas, los cuales fueron asignados a la categoría *'forestación'*; *'humedal'*, corresponde a las zonas bajas del paisaje, que se encuentran inundadas al menos en un período al año; *'pradera'* se asignó a aquellos sitios que no mostraban actividad agrícola para las dos fechas comparadas pero que si presentaban cobertura vegetal y no corresponde a ninguna de las categorías antes definidas. A su vez, las categorías que daban cuenta de al menos una rotación anual de agricultura (*'agricultura'*, *'suelo desnudo'* y *'rastrajo'*) fueron agrupadas en una categoría de orden superior, llamada *'area agrícola'*.

La intensidad agrícola fue medida en función del área ocupada por los usos del suelo destinados a la actividad agrícola como son los suelos laboreados o los cultivos (de verano o invierno) propiamente. Esto se debe a que el interés del presente estudio se focalizó en el efecto de la agricultura como actividad humana con alteraciones continuas al ecosistema

Escala de estudio

Para la delimitación de las diferentes escalas espaciales de análisis se trazó una línea sobre el curso, aguas arriba del sitio de muestreo, siguiendo siempre por el curso de agua de mayor orden frente a una bifurcación. En caso que los cursos fueran de igual orden, se continuó el trazado por aquel con mayor área de drenaje. Se tomaron un total de 8 tramos de tamaño creciente de a 250 metros (250, 500, 750, 1000, 1250, 1500, 1750 y 2000m). Posteriormente se trazó un área de influencia de 250 metros de radio alrededor de los diferentes tramos con el fin de incluir la zona ribereña y las áreas aledañas (Figura 2). A cada una de estos tramos con su área de influencia delimitada se le nombró "áreas buffer". Se cuantificó la cantidad de superficie correspondiente a la categoría "área agrícola" dentro de cada área buffer.

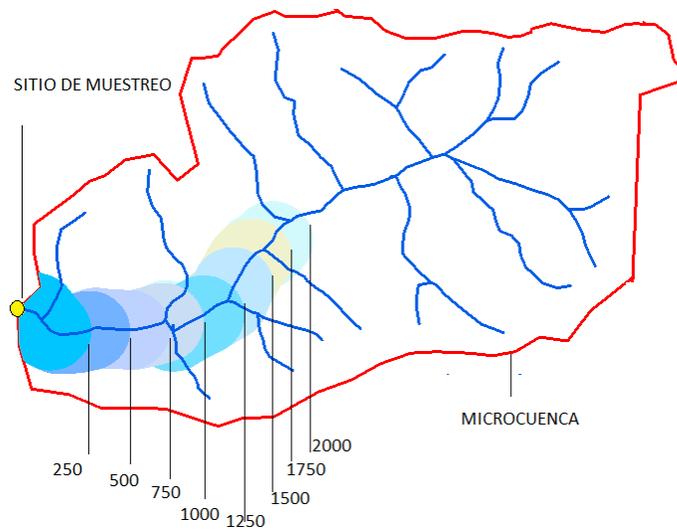


Figura 2 Escalas espaciales de uso del suelo. Polígonos utilizados para analizar los usos del suelo en varias áreas buffer donde se señala la distancia aguas arriba del sitio de muestreo (con una extensión de 250 metros en todas las direcciones) y la microcuenca entera.

Parámetros Físicoquímicos

Se seleccionaron 9 sitios de muestreo localizados cerca y aguas arriba de la caminería existente, las cuales consistieron de un tramo de 30 metros cada uno. Se tomaron medidas de temperatura (T), oxígeno disuelto (OD), conductividad (K) y pH, con sensores de campo. También se midió ancho (w), profundidad (z) y velocidad del agua (v) con un correntómetro para determinar el caudal (Q). Además se colectaron muestras integradas de agua por cada sitio que fueron mantenidas a 4º C para su traslado y posterior análisis en el laboratorio.

En las primeras 24 horas se filtró una fracción de las diferentes muestras de agua para determinar la cantidad de sólidos suspendidos totales (SST) y materia orgánica en suspensión (MOS). Para ello se filtró el agua por medio de una bomba hasta colmatar el filtro, previamente quemado y pesado. Los filtros se secaron a 100 °C para obtener SST por diferencia de peso con el filtro previamente quemado, y luego se procedió a quemar el filtro con los sólidos en una mufla a 500 °C durante 15 minutos para determinar la MOS por diferencia de peso. En las muestras de agua filtrada se determinó la concentración de Nitratos (NO_3^{-2}),

Amonio (NH_4^+) y Fósforo Reactivo Soluble (PRS). Con la fracción de muestra no filtrada se determinó la concentración de Nitrógeno Total (N-total) y Fósforo Total (P-total). Para los análisis químicos se utilizó el protocolo descrito por Conde y Arocena, (1999).

Parámetros biológicos

El muestreo de la comunidad de macro invertebrados bentónicos siguió la metodología Multi-Hábitat (Barbour *et al.*, 1999) con una red tipo D de 30 cm de ancho y tamaño de malla de 1 mm por un lapso de tres minutos por sitio. De este modo se buscó tener representadas la mayor riqueza de géneros de todos los ambientes. Luego de realizada la colecta, las muestras se conservaron en frascos con etanol 70% para ser trasladadas al laboratorio

En laboratorio se separaron los residuos orgánicos y minerales de la muestra mediante sucesivos lavados en un tamiz de 450 micras, seguidos de una separación manual de los individuos bajo lupa. Para el caso de los individuos de la Familia Chironomidae (Diptera) se cortó la cápsula cefálica para posterior observación al microscopio (40x). Los oligoquetos en su totalidad se reconocieron bajo microscopio (100x). La clasificación taxonómica de las muestras fue hecha a nivel de género, utilizando claves regionales cuando eran disponibles (Angrisano y Sganga, 2009; Archangelsky *et al.*, 2009; Coscarón Arias, 2009; Domínguez *et al.*, 2009; Lizarralde de Grosso, 2009; Mazzuconi y López Ruf, 2009; Paggi, 2009; Costa *et al.*, 2004; Barbosa dos Santos, 2003; Castellanos y Landoni, 1995; Brinkhurst y Marchese, 1989; Pennak 1978). Los resultados de abundancia de macroinvertebrados fueron expresados en individuos por esfuerzo de muestreo (Ind EM^{-1}). La diversidad (H) se calculó de acuerdo al índice de Shannon-Weaver

$$H = - \sum_{i=1} p_i * \ln p_i.$$

Donde p_i es la proporción de abundancia de cada taxa. La equitatividad (E) se calculó de acuerdo a la ecuación: $E = \frac{H}{\ln S}$, donde S es la riqueza observada.

Estado trófico de los cursos de agua

Para la obtención de datos sobre el estado trófico se utilizó el índice biológico TSI-BI. Este índice se relaciona con la intensidad de uso del suelo y utiliza el nivel taxonómico de género. Para su aplicación se comparó la lista de géneros obtenidas en el presente muestreo con la lista publicada en Chalar *et al.* (2011). Los géneros que coinciden aparecen en la Tabla 9 con el símbolo (*). Posteriormente se aplicó la siguiente fórmula:

$$TSI - BI = \frac{\sum Op \times To \times Ab}{\sum To \times Ab}$$

donde *Op* corresponde al óptimo de cada género, *To* al valor de tolerancia de cada uno y *Ab* a la abundancia media transformada expresada en Ind/EM de cada género en cada sitio ($Ab = \log_{10}(\text{abundancia} + 1)$). Los datos de *Op* y *To* fueron tomados de Chalar *et al.*, (2011). De acuerdo con el índice, mayores valores se corresponden con estados más oligotróficos, mientras que aquellos valores bajos con estados más eutróficos, siendo los umbrales de la siguiente forma: $TSI - BI \leq 6$ hipereutrófico; $6 \geq TSI - BI \leq 8$ eutrófico; $8 \geq TSI - BI$ oligo-mesotrófico (Tabla 2). Aquellos géneros de la familia Chironomidae que no se encontrasen en dicho artículo, pero si otros géneros pertenecientes a la misma tribu (ej.: Chironomini) les fue asignado el valor medio de los valores de éstos según Chalar *et al.*, (2011). Para el caso de familias que no se logró alcanzar el nivel de género en la clasificación, se les asignó el valor de óptimos y tolerancias de la misma forma. Para los géneros *Hebetancylus* y *Uncancylus* (Mollusca: Ancyliidae), se les asignó el valor del género *Gundlachia* dado que las diferencias surgen del uso de claves diferentes en los distintos estudios (Barbosa dos Santos, 2003; Lopretto *et al.*, 1995). En la presentación del índice en Chalar *et al.*, (2011) se observa la existencia de una correlación entre el índice y la cantidad de área destinada a la agricultura, así como con P-total. Es por ello que en este trabajo se realizaron las mismas relaciones para explorar si existe un comportamiento similar entre el sistema para el cual fue propuesto (Cuenca del Río Santa Lucía) y el presente sistema.

Tabla 2 Valores umbrales de estados tróficos para valores del índice TSI-BI y P-total que separan las diferentes categorías tróficas (oligo- meso-, eu- e hipereutrófico), en base a Chalar *et al*, 2011.

	OLIGO-MESO-	EU-	HIPEREU-
TSI-BI	8	6	
P-total (µg/l)	71	383	

Análisis de los datos

Los parámetros fisicoquímicos tomados *in situ* y los nutrientes fueron analizados con una prueba de correlación de Spearman (r). El agrupamiento de los sitios de acuerdo a su composición taxonómica (presencia-ausencia de géneros) fue realizado utilizando el análisis de similitud de Jaccard y el método UPGMA para su agrupamiento, así como también se incluyó su abundancia de acuerdo al índice de disimilitud de Bray Curtis con el mismo método de agrupamiento.

Se realizó un análisis de regresión lineal (R) para observar la relación entre P-total y el índice TSI-BI. También se realizó un análisis de regresión lineal para relacionar el índice con el uso del suelo para las ocho diferentes áreas buffer y la microcuenca (definidas en la sección “Uso del suelo”).

Todos los análisis se realizaron con el programa estadístico INFOSTAT (Di Rienzo *et al.*, 2013)

RESULTADOS

Uso del suelo

A partir del análisis de las imágenes satelitales LANDSAT 5TM se obtuvo que la totalidad de las microcuencas están sometidas al menos a una rotación agrícola al año (82.8 ± 5.1 %). Este uso está conformado por la sumatoria de las categorías de “agricultura” “suelo desnudo” y “rastreo”, siendo esta última la que presenta mayor superficie (45.9 ± 17.1 %) (Figura ;Tabla 3).

Para las microcuencas estudiadas las categorías “pradera” y “forestación” presentan porcentajes muy minoritarios, no alcanzando a sumar en ningún caso el 5% del área (Tabla 3).

Tabla 3 Cobertura del suelo para todas las microcuencas. Los valores expresan el porcentaje.

SITIO	RN	RD	FN	FD	IN	IN1	ID	SN	SD
CATEGORÍA									
SUELO DESNUDO	17,5	12,7	23,2	27,0	17,3	15,5	14,2	89,2	29,6
AGRICULTURA	14,1	16,0	13,9	7,9	-	14,9	8,3	-	11,2
RASTROJO	49,7	48,1	42,7	46,4	67,2	54,4	58,2	5,6	41,1
AREA AGRÍCOLA	81,3	76,8	79,8	81,3	84,5	84,8	80,7	94,8	81,9
MONTE NATIVO	0,6	3,3	12,8	9,5	3,3	0,8	3,1	5,2	8,7
HUMEDAL	16,1	16,0	5,6	7,1	10,8	13,6	15,4	-	9,0
PRADERA	-	1,6	-	1,1	-	-	-	-	0,4
FORESTACION	2,0	2,3	1,8	1,1	1,4	0,8	0,8	-	-
TOTAL	100								

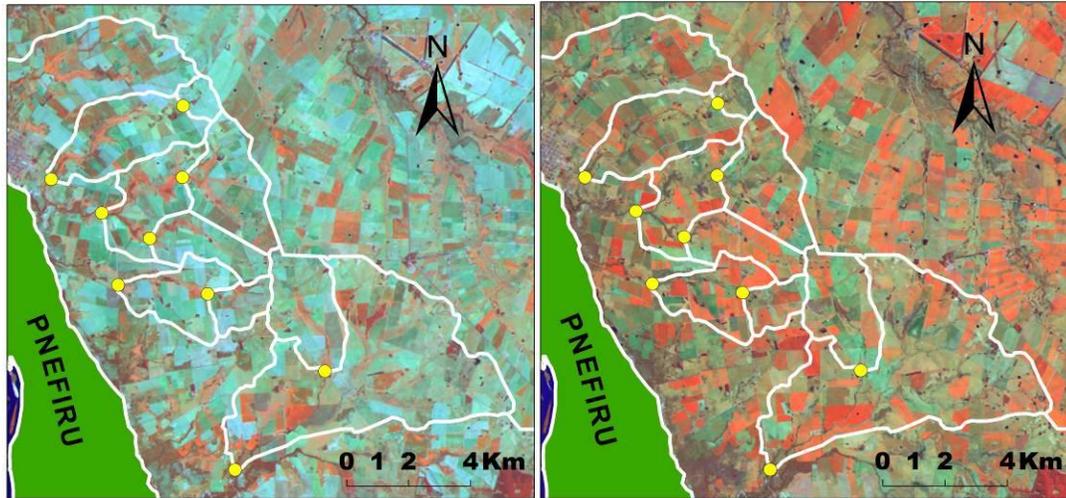


Figura 3 Imagen LANDSAT 5TM (Banda 4,5,3) del área de estudio para Enero 2011 (izquierda) y Julio 2011 (derecha)

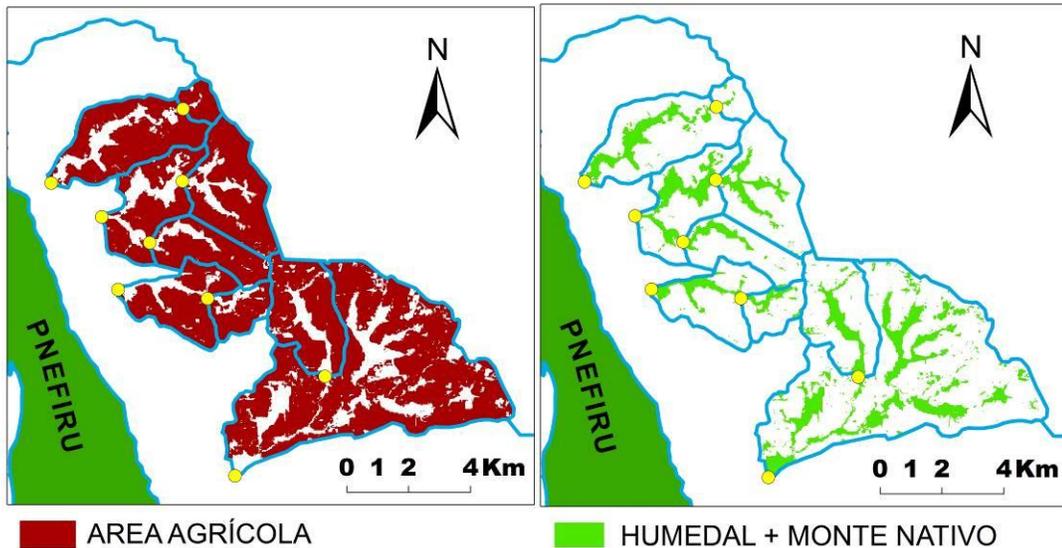


Figura 4 Superficie ocupada por las categorías “área agrícola” (izquierda) y “humedal” y “monte nativo” (derecha)

Parámetros fisicoquímicos

El sistema en estudio se caracterizó por presentar una gran variación entre los diferentes sitios tanto para las medidas *in situ* (Temperatura, Oxígeno disuelto, Conductividad y caudal) como para la concentración de sólidos suspendidos, nitrógeno y fósforo. (Tabla 7 Anexo)

La Tabla 4 muestra media y rango de los diferentes parámetros fisicoquímicos.

Tabla 4 Medias y rangos de las variables fisicoquímicas

Variable	Media	Mín.	Máx.
Temperatura (°C)	15,0 ± 2,8	11,8	21,1
Oxígeno Disuelto (mg/L)	7,0 ± 2,0	2,7	9,1
pH	8,0 ± 0,4	7,1	8,3
Conductividad (µS/cm)	480 ± 203	87	658
Caudal (m ³ /s)	0,14 ± 0,26	0	0,82
SST (mg/L)	14,0 ± 15,4	3,3	48,1
Materia Orgánica Suspendida (mg/L)	6,9 ± 8,1	2,4	27,8
Materia Orgánica (%)	59,0 ± 23,3	29,6	99,9
PRS (µg/l)	95,7 ± 57,2	27,3	203,3
P-total (µg/l)	120,7 ± 84,7	47,9	317,2
NH ₄ ⁺ (µg/l)	199,6 ± 161,7	49,5	583,9
NO ₃ ⁻ (µg/l)	15,9 ± 7,0	4,3	27,9
N-Orgánico (µg/l)	510,6 ± 378,3	166,0	1368,8
N-total (µg/l)	373,9 ± 353,0	0,8	1209,8

En cuanto a las variables *in situ*, la temperatura (T) no mostró grandes variaciones, más allá de las esperadas por el transcurso del día solar con su consecuente calentamiento del agua, partiendo de valores cercanos a los 12°C a las 9:00 a valores superiores a los 15 y hasta 21°C (FD) a las 15:00 hs.

En tanto, los tenores de oxígeno disuelto (OD) mostraron un rango de variación de 5.0 a 9.1 mg/l, salvo en el punto SN donde el valor fue de 2.7 mg/l. Estos valores de oxígeno disuelto presentaron una correlación positiva ($r=0.94$; $p\leq 0.001$) (Tabla 8 Anexo) con los valores de pH, los cuales se localizaron en un rango de neutros a ligeramente básicos (7 a 8,3)

La conductividad (K) presentó valores en el rango de 87 a 660µS/cm, correlacionándose positivamente con el caudal (Q) ($r=0.81$; $p\leq 0.05$). Los menores valores tanto de conductividad como de caudal ($Q= 0\text{m}^3/\text{s}$) correspondieron a los sitios FN, FD y SN. Los valores de caudal de agua de los cursos se ubicaron entre 27 y 820 l/s, siendo el máximo en el sitio RD donde se observaron zonas de alta velocidad de corriente.

En cuanto a los parámetros analizados en el laboratorio, los valores de SST (14.00 ± 15.46 mg/l), y el contenido de materia orgánica (6.93 ± 8.11 mg/l), presentaron un máximo de 48.10 mg/l y 27.85 mg/l respectivamente ambos en el sitio FD. Ambos valores se correlacionaron positivamente ($r=0.79$; $p \leq 0.05$) pero con la tendencia que a mayor cantidad de SST aumenta levemente la cantidad de materia orgánica, por lo que los sólidos poseen un mayor contenido de material inorgánico en valor absoluto.

En cuanto a los nutrientes, los valores de PRS fueron altamente variable (entre 30 y 203 $\mu\text{g/l}$), siendo RN, RD y SD los sitios que presentaron los valores más bajos e IN el que presentó el máximo. Para el P-total, la variación fue aún mayor (199 ± 169 $\mu\text{g/l}$) y ambas variables se correlacionaron positivamente ($r=0.82$; $p \leq 0.05$) mientras que el P-total también lo hizo negativamente con el caudal ($r=-0.71$; $p \leq 0.05$).

En cuanto al nitrógeno, los nitratos mostraron una diferencia espacial aumentando (al menos duplicando su valor) hacia las desembocaduras. La concentración de amonio se ubicó en el rango 4-28 $\mu\text{g/l}$ para todos los sitios y se correlacionó positivamente con los nitratos ($r=0.68$; $p \leq 0.05$), nitrógeno orgánico ($r=0.85$; $p \leq 0.05$) y nitrógeno total ($r=0.78$; $p \leq 0.05$). Los valores de nitrógeno asociado a compuestos orgánicos se correlacionaron positivamente con los valores de NT ($r=0.93$; $p \leq 0.05$).

La relación N-total: P-total se ubicó muy por debajo de la relación de Redfield, salvo para los sitios ubicados sobre el Arroyo Román Chico (RN y RD). Estos dos sitios obtuvieron valores de 6,4 y 14 respectivamente y los valores más bajos de P-total.

Tomando en cuenta los valores registrados por sitio se puede observar que FD tiene los valores máximos de SST, N-total, nitrógeno orgánico y P-total. Todos ellos superan ampliamente (más del doble, salvo SST) al siguiente mayor valor registrado para los otros sitios.

El sitio SN presentó el menor valor de OD por debajo de 5 mg/l al igual que el sitio FN que contó con un caudal nulo. Ambos presentaron los valores más bajos de pH (7,2 y 7,7) y conductividad (SN=87 μ S/cm).

Parámetros biológicos

Se contabilizaron 8348 individuos distribuidos en 92 géneros pertenecientes a 50 familias (Tabla 9 Anexo). Los insectos fueron el grupo más representado con 31 familias, seguidos por los moluscos con 8 familias. La familia con mayor cantidad de géneros fue Chironomidae (Insecta: Diptera) con 16 pertenecientes a tres subfamilias (Orthocladinae, Chironominae y Tanipodinae). El género *Biomphalaria* (Mollusca: Planorbidae) fue el único presente en todos los sitios.

De los 92 géneros registrados, 36 se encontraron presentes en un solo sitio, donde ID, RD e IN1 fueron los que presentaron mayor cantidad y FN, FD e SN no presentaron ninguno.

La riqueza observada (S) de géneros por sitios fue variable ($S=28 \pm 14$), con un mínimo de $S=7$ en SN y un máximo de $S=56$ en ID.

La abundancia fue muy variable (404 ± 449) con un mínimo de 65 ind/EM en SN y un máximo de 1523 ind/EM en IN₁.

La diversidad de Shannon-Weaver presentó valores entre un mínimo de 1.22 bit/ind en FD y un máximo de 3.04 bit/ind en el sitio ID, con una media de 1.93 ± 0.53 bit/ind.

La equitatividad promedio resultó 0.61 ± 0.13 , siendo FD y RD los sitios con menor y mayor valor, respectivamente. Los sitios que presentaron los valores más bajos de equitatividad (FD, IN e IN₁) coinciden con la presencia de gasterópodos planórbidos como géneros dominantes.

Tabla 5 Métricas simples del ensamble de macroinvertebrados bentónicos para cada sitio

	RN	RD	FN	FD	IN	IN1	ID	SN	SD
Riqueza (S)	26	24	21	16	30	43	56	7	26
Ab (ind/EM)	249	138	135	493	247	1523	245	65	541
H (bit/ind)	2,17	2,37	1,64	1,22	1,65	1,79	3,04	1,55	1,91
Equitatividad	0,67	0,75	0,54	0,44	0,49	0,46	0,76	0,80	0,59
Géneros dominantes	<i>Caenis</i> <i>Drepanotrema.</i>	<i>Caenis</i> <i>Simulium.</i>	<i>Parachironomus.</i> <i>Cyanallagma</i>	<i>Drepanotrema</i> <i>Biomphalaria</i>			<i>Biomphalaria</i> <i>Parachironomus</i>	<i>Chironomus</i> <i>Drepanotrema</i>	<i>Americabaetis</i> <i>Simulium</i>
GEN. DOM. %	53	41	73	84	70	67	33	60	60

Los géneros dominantes fueron *Drepanotrema* y *Biomphalaria* (Gasteropoda: Planorbidae), *Caenis* (Ephemeroptera: Caenidae), *Cyanallagma* (Odonata: Coenagrionidae), *Chironomus* y *Parachironomus* (Diptera: Chironomidae).

El agrupamiento por sitios de acuerdo al análisis de similitud de Jaccard y el análisis de disimilitud Bray-Curtis utilizando para ambos casos el método UPGMA mostró un valor de correlación cofenética de 0.816 y 0.970 respectivamente (Figura 5).

El agrupamiento según el índice de similitud de Jaccard separa en dos grupos, uno de ellos formado por los sitios FN, FD, IN y SN; y por otra parte RN, RD, IN1, ID y SD. Los sitios IN1 e ID son los más disimiles, sobre todo al incluir índice de disimilitud de Bray Curtis. El sitio RN que en el agrupamiento por presencia de géneros, se encuentra cercano a estos dos sitios, cuando se incluyen los valores de abundancia se separa completamente acercándose al otro grupo (Figura 5).

En el análisis propuesto no se observa un agrupamiento espacial de los sitios, ya sea por ser parte del mismo curso de agua o diferencias entre sitios más al Norte y sitios más al Sur, o diferencias entre nacientes y sus desembocaduras.

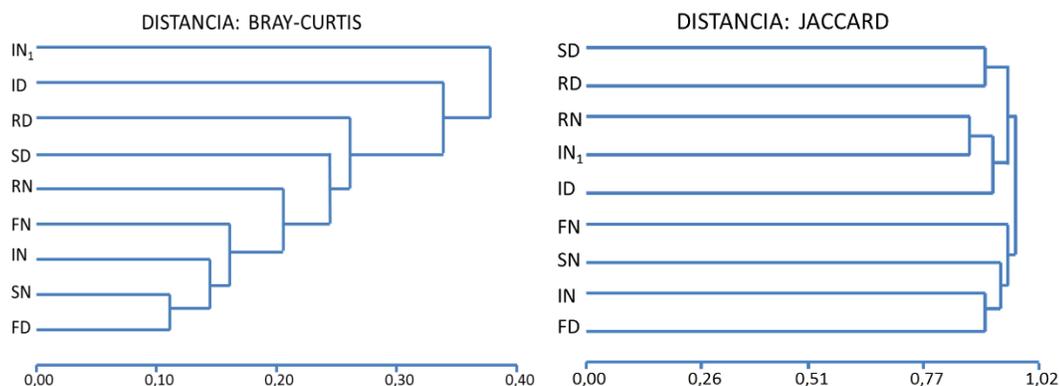


Figura 5 Análisis de agrupamiento de comunidades de macroinvertebrados de los diferentes sitios utilizando distancia Bray-Curtis de abundancia (izquierda) y, distancia de Jaccard de presencia/ausencia (derecha) mostrando dos grupos

Estado trófico de los cursos de agua

Los resultados de la aplicación del índice y sus categorías asignadas muestran que todos los sitios se encuentran con valores eutróficos o superiores (Tabla 6).

Tabla 6 Índice biológico y datos asociados para cada sitio. Los colores se corresponden con las categorías propuestas en la Tabla 2 (Oligo-mesotrófico= Verde ; Eutrófico= Amarillo ; Hipereutrófico= Rojo).

	RN	RD	FN	FD	IN	IN ₁	ID	SN	SD
TSI-BI	5,57	7,12	5,54	5,19	5,39	5,61	5,54	5,13	6,18
Géneros incluidos (%)	62	83	62	88	67	56	50	100	85
Abundancia incluida (%)	82	96	80	99	94	94	77	100	99
P-TOTAL (µg/l)	61,4	49,5	189	584	208	155	169	281,9	99,8

La cantidad de taxones para los que se encontraron valores concordantes con los presentados por Chalar *et al.*, (2011) fue de 48. A pesar de representar solo el 50% de los taxones registrados, corresponden a aquellos con mayor abundancia en los sitios. El promedio de taxones por sitio que pudieron utilizarse para la realización del índice fue de 72.4 ± 16.3 %, con un mínimo de 50% en el sitio ID. La cantidad de macroinvertebrados incluidos en el índice por sitio fueron el 91.1 ± 9.1 % de los individuos presentes con un mínimo de 76.7% también en el sitio ID. Los resultados del índice muestran que todos los sitios son eutróficos ($6 \leq \text{TSI-BI} \leq 8$) o

hipereutróficos (≤ 6). El sitio RD registró el mayor puntaje, mientras que el menor corresponde al sitio SN.

Por otra parte, los valores de P-total obtenidos permiten clasificar a 7 de los 9 sitios a una categoría diferente a la asignada por el valor del índice TSI-BI, llegando a incorporar a los sitios RN y RD en la categoría “oligo-mesotrófico” ($P\text{-TOTAL} \leq 71\mu\text{g/l}$).

El análisis de regresión lineal entre el índice TSI-BI en función de P-total para los sitios resultó significativa ($R=-0.76$, $p\leq 0.05$, $n=8$) (Figura 6).

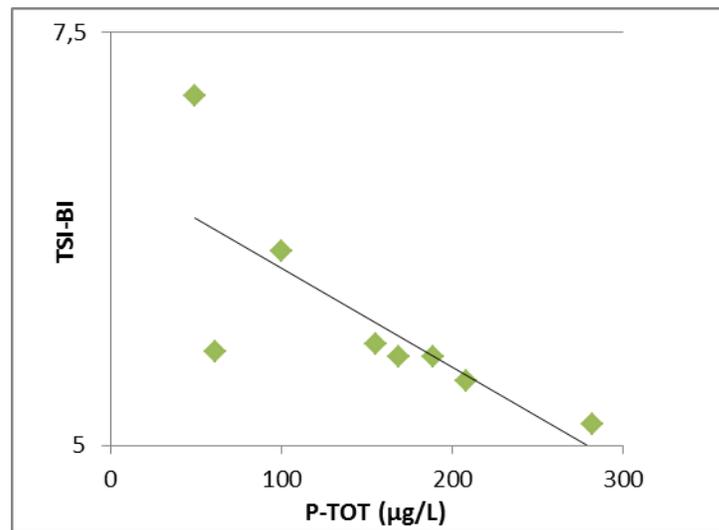


Figura 6 Relación entre el índice biótico TSI-BI vs P-total

El sitio FD fue eliminado del análisis debido a que se observó una gran presencia de ganado vacuno que atravesaba el curso de agua alterando de forma drástica la dinámica de los nutrientes y materiales en suspensión ($P\text{-total}=584\mu\text{g/l}$; $N\text{-total}= 1370\mu\text{g/l}$; $SST=48,10\text{mg/l}$). Se entendió que las diferencias se corresponden a un proceso local de movimiento de partículas por parte del ganado, más que a procesos biológicos y mecánicos del curso fluvial.

Respecto a la variabilidad en el índice TSI-BI obtenida en los sitios, se observó que es explicada en gran medida por el uso del suelo (Tabla 10 Anexo). Se observa una tendencia a aumentar el poder predictor hacia las áreas buffer más pequeñas (Figura 3), logrando el valor máximo ($R^2=0.77$) con un área buffer de 500

metros seguido del área buffer de 750 metros ($R^2=0.74$). El poder predictor a escala de la microcuenca entera también fue significativo ($R^2=0.53$), pero para las escalas determinadas por áreas buffer mayores a 1250 metros la relación no fue significativa. No se incluyó en ningún análisis el sitio FD, y tampoco el sitio SN para las escalas determinadas por áreas buffer mayores a 1000 metros debido a que el trazado del curso de agua desaparece luego de esta distancia.

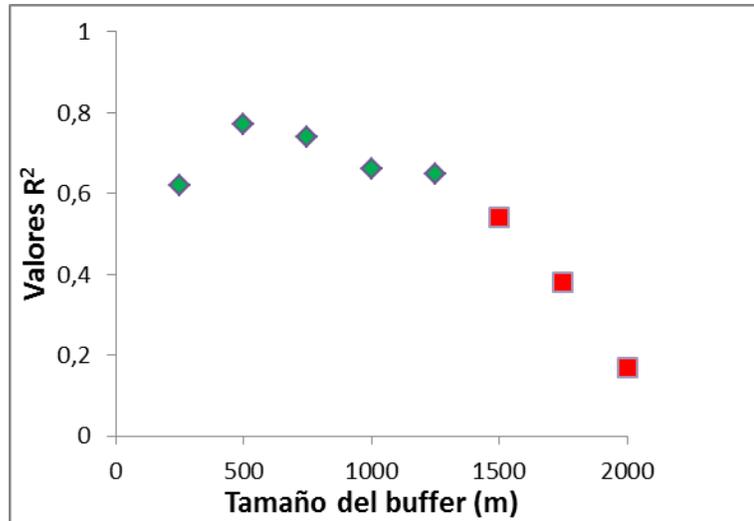


Figura 3 Valores de R^2 del modelo de regresión lineal entre el índice TSI-BI y la cantidad de suelo con uso agrícola para los diferentes tamaños del área buffer. Los valores con p-valor ≤ 0.05 se corresponden con los rombos verdes.

DISCUSION

Usos del suelo y variables fisicoquímicas del agua

La zona de estudio puede clasificarse como de uso agrícola ya que todas las microcuencas presentan una superficie mayor al 75% destinada a la agricultura. La superficie restante corresponde a áreas marginales para la agricultura, como las zonas bajas e inundables o monte nativo. En este sentido, no se encontró un gradiente de aumento hacia las desembocaduras ni diferencias entre las microcuencas analizadas. La ausencia de nacientes con mayor grado de preservación se encuentra fuera de lo esperado inicialmente de encontrar sitios con diferentes grados de impactos, aunque es coherente con estudios previos en la región que ya encontraron un fuerte proceso de intensificación agrícola (Gazzano y Achkar, 2014; Achkar *et al.*, 2011). La ausencia de un sitio de control o un gradiente de intensificación representa una limitante ya que no permite conocer el comportamiento del efecto de distintas intensidades de uso agrícola del suelo sobre la comunidad biótica. Otra limitante es no poder analizar la relación entre la intensidad del uso y su efecto en la biota, que es un tema importante por su influencia en las diferentes actividades económicas que se desarrollan en la zona (Ríos *et al.*, 2010; Cayssials *et al.*, 2002). Por otra parte, la intensidad agrícola medida en función de la superficie ocupada por los usos agrícolas del suelo, puede ser cuantificada por otros métodos (Gazzano y Achkar, 2014). También existen factores intraprediales que la pueden influenciar (e.g. aumento de la cantidad de cultivos en el año, utilización de insumos; gestión predial; cantidad de plantas por hectárea). Igualmente, debido al similar tamaño de chacra para todos las microcuencas estudiadas, y que el cultivo principal en la zona es la soja o el trigo que poseen un manejo relativamente homogéneo, es de esperar que las diferencias propias del manejo sean mínimas.

En cuanto a los parámetros fisicoquímicos medidos, los valores de oxígeno disuelto obtenidos se encuentran por encima de los valores mínimos para aguas no

urbanas ($OD \geq 5 \text{mg/l}$; Decreto 253/79). Debido a que este parámetro es naturalmente muy variable por razones de incidencia de la luz solar y temperatura, y fue medido una única vez no permite hacer mayores afirmaciones. Sin embargo, el valor de oxígeno disuelto en SN resultó muy bajo, aunque muy cercanos al valor umbral (2.6mg/L) a partir del cual ocurrirían cambios drásticos en las comunidades de macroinvertebrados según Justus *et al.*, (2012). Aun así, este bajo valor puede estar afectando a la comunidad biótica, ya que es esperable que el ensamble de invertebrados presente esté altamente influenciada si estas condiciones son prolongadas en el tiempo, por medio de efectos sub-letales (e.g. aumento de la abundancia de taxa con adaptaciones a la escasez de oxígeno disuelto) (Justus *et al.*, 2012; Jacobsen, 2008) o por cambios en niveles superiores en la cadena trófica (Grossman *et al.*, 1998). Este valor puede deberse a la presencia de agua estancada y a una gran cantidad de restos de hojas en el fondo por lo cual se pudieron haber visto favorecidos los procesos de descomposición que consumirían oxígeno debido a la demanda de la comunidad microbiana. Los otros dos sitios con caudal nulo (FN y FD) y con ensambles similares, presentaron valores intermedios para este parámetro. Aunque debido al escaso o nulo desarrollo del dosel, y que el muestreo se desarrolló más tarde en el día, es de esperar que el mayor valor del oxígeno se deba a la fotosíntesis de las algas.

En relación al pH, los valores se encontraron en valores neutros a alcalinos dentro de los valores establecidos en el marco regulatorio de Uruguay ($6,5 \leq \text{pH} \leq 8,5$; Decreto 253/79) con una fuerte correlación ($r=0.94$; $p \leq 0.001$) con el oxígeno disuelto.

Por su parte la conductividad no mostró un patrón espacial en los cursos de agua estudiados, pero los valores más bajos se ubicaron en los sitios con caudal nulo. De acuerdo con lo propuesto por Chalar *et al.*, (2012) para la cuenca del río Santa Lucía los valores más altos ($>600 \mu\text{S/cm}$) estarían comprendidos en la categoría de eutróficos.

En cuanto a los nutrientes analizados, según Wang *et al.*, (2007), los valores de P-total se encuentran por encima de los umbrales sobre los cuales existirían cambios drásticos en las comunidades (P-total=90µg/l) salvo en los sitios ubicados en el A° Román chico, al igual que Chalar *et al.*, (2011) que propone un límite de P-total=71µg/l). Mientras que los valores propuestos para N-total =940µg/l (Wang *et al.*, 2007) son superados solo en FD. Aunque la existencia de estos valores umbrales es discutida por Groffman *et al.*, (2006) quién plantea que la relación entre las comunidades y la concentración de nutrientes (nitrógeno y fósforo) es de forma lineal, sin exabruptos. Pero en cualquier caso estos valores ubican a los sitios en la condición de eutróficos. Para el caso de la relación N-total: P-total se observa que casi todos los sitios se encuentran influenciados fuertemente por la actividad agrícola, tanto por los bajos valores en 7 sitios (≤ 2.6), como por el sitio RD que posee una relación mayor a 14. Para este último caso, el aumento en la relación se debe a un marcado aumento en los valores de N-total, principalmente en la concentración de nitratos que fue más del doble que el siguiente valor más alto (Tabla 7). Posiblemente este valor se deba a la presencia de subproductos de la aplicación de fertilizantes nitrogenados en los cultivos (e.g. urea, nitrato de amonio).

Caracterización del ensamble de macroinvertebrados

La estructura de los ensambles de macroinvertebrados de acuerdo a los análisis de agrupamiento no mostró ninguna relación espacial con la ubicación en la cuenca ni con el curso al que pertenecen. En cambio, el agrupamiento de sitios por los métodos de Jaccard en base a la presencia-ausencia de taxa, muestra la existencia de al menos dos grupos donde, por un lado, se destaca el grupo comprendido por los sitios FN, FD, SN e IN que presentan la característica de un valor de caudal nulo o muy bajo (Tabla 7, Anexo).

Estos sitios también se encuentran muy cercanos en el análisis de agrupamiento de Bray-Curtis, aunque no muestran una marcada separación del

resto de los sitios. Los cursos de agua de planicie, con caudales semipermanentes, generan que la comunidad se adapte a condiciones lénticas en condiciones de estiaje, promoviendo una composición más similar entre sí. Las variaciones en el flujo de agua puede ser de los factores que más explican los cambios en los ensamblajes de macroinvertebrados (Kennen *et al.*, 2012). A su vez, la capacidad de generar deriva de los efemerópteros es una adaptación ante una disminución en el flujo de agua (Dewson *et al.*, 2007), lo cual resultó evidente en los sitios FN y SN donde hubo una ausencia total de este grupo y el sitio FD donde solo se obtuvieron 2 ejemplares del género *Caenis*. También, como resultado de un menor caudal se tiende a favorecer a los taxa que prefieren velocidades bajas o aquellos taxa que son más tolerantes a los estresores ambientales (e.g. disminución de oxígeno disuelto, aumento de la temperatura del agua). En este sentido los grupos dominantes en estos sitios fueron los planórbidos muy asociados a la vegetación marginal y localizados generalmente en la superficie de los cursos de agua (0-7 cm) (Toledo y Fried, 2011), larvas de Chironominae que son principalmente detritívoros, y ninfas de odonatos. Todos son considerados como taxa tolerantes (Rodríguez-Capítulo *et al.*, 2001; Chalar, 1994). A su vez, los sitios FN, FD y SN no presentaron géneros no compartidos con otro sitio, sino gran abundancia de taxa tolerantes. Por lo tanto no se cumplió lo esperado por la predicción 1, ya que los ensamblajes con mayor intensidad de uso no fueron los más similares.

Por otro lado, el segundo grupo está comprendido por el resto de los sitios, RN, RD, SD, IN1, ID. Éstos no presentan un claro patrón estructurador en el sentido mencionado para el grupo anterior. En estos sitios se encontraron mayores valores de diversidad, riqueza y equitatividad. Los géneros dominantes incluyeron tanto taxa tolerantes como los planórbidos, larvas de Chironominae y ninfas de la familia Caenidae, así como taxa más sensibles como ninfas de la familia Baetidae y larvas de Simuliidae, estos últimos en su carácter de filtradores habitan en aguas claras y con cierta corriente. Los grupos que se ven más afectados por la actividad agrícola en general son insectos (Moore y Palmer, 2005; Harding y Winterbourn, 1995), y

dentro de estos grupos reconocidos como sensibles se resalta la ausencia absoluta del grupo Plecóptera en los sitios estudiados, que puede deberse a sus altos requerimientos de calidad de agua. Estudios realizados en diferentes partes del mundo, en zonas con historia de actividad agrícola de varias décadas, también mostraron la ausencia total de este grupo considerado como no tolerante al enriquecimiento de nutrientes de los cursos de agua (Bojkova *et al.*, 2012; Utz *et al.*, 2009; Rodríguez-Capitulo *et al.*, 2001). Aun así, la falta de un registro previo o sitios de referencia para la zona no permite comprobar esta afirmación.

En cuanto a la riqueza específica, los sitios que presentaron mayores valores fueron ID e IN₁, así como los mayores niveles de géneros no compartidos con otros sitios, junto con el sitio RD. Ambos sitios fueron los que presentaron un mayor ancho de curso, lo que promueve una mayor variedad de microhábitat disponibles para la biota (Probst *et al.*, 2005).

La mayor densidad de individuos se observó en el sitio IN₁, aunque este método presenta un acercamiento semi-cuantitativo al tratarse de un muestreo multi-hábitat. En estudios realizados en sitios impactados por la actividad agrícola se han observado aumento de la densidad de macroinvertebrados, generalmente asociado con la dominancia numérica de taxas tolerantes (e.g. Chironomidae y Gasterópodos) (Koperski, 2011; Quinn *et al.*, 1997).

En cuanto al índice de diversidad, este promedió en 1.93 bit/ind. El sitio RD presentó un valor similar a un estudio con valores altos en zonas agrícolas (2.35 bit/ind) según Moore y Palmer (2005) y el sitio ID alcanzó 3.04 bit/ind. Posiblemente el sitio RD alcance estos altos valores cumpliendo con la hipótesis discutida que ecosistemas más estables presenten mayor diversidad, mientras que los valores de ID se deban a factores locales como la alta disponibilidad de microhábitat proporcionada por un mayor ancho del curso de agua (Probst *et al.*, 2005) y a que los géneros dominantes representan el 33% de los individuos.

De acuerdo a lo anterior, no se cumplió con la predicción 2, ya que los sitios con mayor intensidad de uso agrícola no fueron los que obtuvieron los valores más bajos en diversidad, riqueza y equitatividad.

Estado trófico de los cursos de agua

Los resultados del índice biótico TSI-BI muestran que el estado trófico en todos los sitios fue considerado como eutrófico o hipereutrófico. Este resultado está de acuerdo con lo previsto al obtener valores de intensidad de uso del suelo agrícola muy altos para la zona. Los valores de estado trófico se condicen con el alto uso del suelo agrícola y también con la concentración de P-total (Figura 4). El P-total es altamente influenciado por el desarrollo de la agricultura en la cuenca y es usado como proxy de la misma, y también fue expuesto en el trabajo de Chalar *et al.*, (2011). A pesar que las categorías de estado trófico obtenidas para los sitios puede diferir según se evalúe con el índice biótico o con los valores de P-total (Tabla 6), cabe recordar que P-total fue medido una sola vez y en esas condiciones igual se evidenció una correlación significativa con los valores del índice. Esto estaría de acuerdo con la predicción 3, ya que los sitios con peores valores del índice presentaron una mayor intensidad de uso de suelo agrícola.

Los sitios con mayores valores del índice, que hacen a sitios menos afectados por el uso agrícola del suelo, fueron aquellos con mayor caudal y que no presentaron en sus géneros dominantes a organismos muy tolerantes.

No fue posible incluir en el cálculo del índice a la totalidad de géneros encontrados debido a la falta de información sobre valores óptimos y de tolerancia. Igual así, no fue una limitante debido a que se logró incluir una gran abundancia (mayor a 75%), quedando fuera sobre todo aquellos géneros más raros que según Marchant, (2002) no serían los más importantes en la bioindicación. Y el índice se correlacionó con las dos variables propuestas en su elaboración, P-total y porcentaje de agricultura en la microcuenca.

Escala de estudio y estado trófico

La regresión lineal del índice respecto al porcentaje de agricultura desarrollado para las diferentes escalas muestra que existen diferencias dependiendo de la ubicación de los usos en el espacio. Las diferencias significativas se dieron para todas las áreas buffer menores a 1250 metros aguas arriba del sitio de muestreo. Estos resultados pueden sugerir que los ensamblajes están muy ligados a lo que ocurre en una escala local respecto al uso del suelo.

Para el caso del área buffer de 250 m que no obtuvo el mayor valor poder predictor se puede deber a que las características propias del microhábitat o del sitio de muestreo estén teniendo un mayor impacto (e.g. tipo de sustrato, presencia de dosel, incidencia de la luz). Mientras que en las áreas buffer que incluyen zonas más alejadas del sitio de muestreo (mayores a 1250 m) quizás el efecto del uso del suelo estaría menos presente, en contraste el uso del suelo de la totalidad de la microcuenca también tuvo un poder predictor elevado ($R^2=0.53$). Esta diferencia puede deberse a la metodología de trazado del área buffer, la cual se basó en elegir el tramo principal frente a una bifurcación. Es posible que la falta de visión de los cursos desde una perspectiva de red hidrográfica (Clarke *et al.*, 2008) haya influenciado en la pérdida de significancia en áreas buffer tan distantes donde ocurrió alguna bifurcación en el trazado, y no en la cuenca entera. Entender el peso relativo de los factores ambientales en la estructuración de los ensamblajes es importante porque los macroinvertebrados son los organismos más utilizados para evaluar la condición ecológica de los cursos de agua.

Estos resultados estarían mostrando la importancia de las zonas cercanas a los cursos de agua al momento de evaluar las actividades que allí se desarrollan. De acuerdo a la Figura 4b, las zonas que no están comprendidas por la actividad agrícola son principalmente zonas bajas inundables o monte nativo. Estas coberturas del suelo en zonas ribereñas son conocidas por su importancia en el mantenimiento de la calidad ecológica de los cursos de agua (Naiman y Décamps, 1997), tanto por la estabilidad física que aportan a los bordes por la vegetación,

disminución de la erosión, retención de nutrientes, así como fuente de materia orgánica e intercepción de la luz incidente, alterando la composición de los ensamblajes de macroinvertebrados. Otros estudios (Moraes *et al.*, 2014; Davies y Nelson, 1994) observaron que la reducción en la cantidad de monte nativo linderos a los cursos de agua altera fuertemente los ensamblajes de macroinvertebrados y el estado trófico de las aguas, favoreciendo la presencia de taxa tolerantes y baja diversidad. Estos resultados muestran que la escala sobre la cual se quiere observar los efectos, deberían de ser tenidas en cuenta al momento de plantear un plan de manejo para minimizar los efectos adversos de la actividad agrícola ya que presentaron una gran relación con el índice de estado trófico.

Estos resultados están de acuerdo con la predicción 4 ya que el mayor poder predictor se obtuvo a escalas intermedias. También se evidenció que existe una relación espacial entre el porcentaje de uso del suelo agrícola en una cuenca y el índice biótico. Mientras que la predicción 5 se rechaza, ya que solo el área buffer más pequeña presentó una ligera caída del valor R^2 , siendo la segunda en menor tamaño la que obtuvo el valor más alto de R^2 .

El análisis antes planteado también se realizó de forma exploratoria para las métricas simples de diversidad de Shannon-Weaver y Riqueza, debido a su continuo uso como indicadores de cambios. Pero no se obtuvo casi relación alguna con el porcentaje de uso agrícola para las diferentes áreas buffer. Estos datos estarían de acuerdo con Clarke *et al.*, (2008) y Fitzpatrick *et al.*, (2001) que ponen en duda el uso de las métricas de diversidad para la bioindicación debido a su respuesta variable frente a perturbaciones leves en los ecosistemas.

CONCLUSIONES

Se acepta la hipótesis 1 ya que el estado trófico de los cursos de agua medido a través de la composición del ensamble de macroinvertebrados está en relación directa con la intensidad de uso del suelo. El índice propuesto por Chalar *et al.*, (2011) aplicado en su versión original en estos ecosistemas mostró ser una herramienta eficaz y que respondió de forma similar frente a la intensidad de uso agrícola así como frente a P-total, siendo catalogados todos los sitios como eutrofizados. De acuerdo a lo planteado por Pérez-Roldán (1999) y Pratt *et al* (2009), la identidad de las especies aportó más información al estudio del estado trófico de los cursos de agua que las métricas simples de riqueza y diversidad. En este sentido Fitzpatrick *et al.*, (2001) igual recomienda el uso de más de una métrica biológica para evidenciar el estado de la calidad del agua así como la importancia de las escalas de abordaje.

Respecto a la hipótesis 2) se evidenció la importancia de la escala de abordaje de la intensidad del uso suelo en el estudio del estado trófico de los cursos de agua. Una limitación presente en todo el estudio es la falta de un sitio de control con baja o nula intensidad de uso del suelo agrícola, así como de un muestreo previo o línea de base para conocer las condiciones naturales y el comportamiento a lo largo del año. Esto último es importante para todos los resultados obtenidos, pero particularmente para aquellos parámetros que requieren una elevada frecuencia de muestreo, como los fisicoquímicos. Otro aporte realizado por este estudio es la generación de una lista detallada de géneros de macroinvertebrados bentónicos para una zona del país que aún no se encontraba relevada, lo que sienta un antecedente ante la continuidad del estudio en la zona. Es importante notar que el estudio se centró en la estructura de las comunidades y no en sus atributos funcionales (e.g. porcentaje de organismos que se alimentan de un mismo recurso, hábitats que comparten, tipo de ciclos de vida, hábitos reproductivos). La ventaja que presentaría el uso de estos atributos

ecológicos es que pueden servir para evidenciar de forma más directa las relaciones causa-efecto de los factores de stress a los que se enfrenta un ecosistema (Lange *et al.*, 2014; Magbanua *et al.*, 2013; Li *et al.*, 2010) pudiendo facilitar la comprensión de los cambios en un ecosistema dado y por tanto su posible mitigación. La falta de aplicación de atributos funcionales radica en la falta de su estudio en la región, ya que los estudios realizados se basaron en la estructura de las comunidades o en la composición ponderada por la tolerancia de los diferentes taxa (Chalar *et al.*, 2011; Arocena *et al.*, 2008; Rodríguez-Capítulo *et al.*, 2001; Arocena, 1996).

Los resultados obtenidos aportan insumos de base hacia un plan de seguimiento de largo plazo, a partir del cual los tomadores de decisión podrán implementar sistemas de monitoreo tendientes a preservar el área protegida con un método simple y de bajo costo, que permita optimizar los recursos disponibles.

BIBLIOGRAFIA

- Achkar, M.; Domínguez, A.; Díaz, I. y Pesce, F. (2011) La Intensificación del uso Agrícola del suelo en el Litoral Oeste del Uruguay en la última Década. Pampa N°7 Revista interuniversitaria de estudios territoriales, 7, 143-157.
- Alba-Tercedor, J. (1996) Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del agua en Andalucía, 2, 203-213.
- Allan, J. D. (2004). Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35(1), 257–284.
- Altamirano, A. y Cayssials, R. (2004) Ficha informativa de los humedales Ramsar
- Angrisano, E.B. y Sganga, J.V. (2009): Capítulo 9. Trichoptera. Pp. 255-308. En: Domínguez E. y Fernández H. R. (eds.): Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología. Fundación Miguel Lillo, Tucumán.
- Arbeletche, P. y Carballo, C. (2009) La expansión agrícola en Uruguay: algunas de sus principales consecuencias. *Revista de Desarrollo Rural y Cooperativismo Agrario*, 12, 7-20
- Archangelsky, M.; Manzo, V., Michat, M.C. y Torres, P.L.M. (2009): Capítulo 14. Coleóptera. Pp. 411–468. En: Domínguez E. y Fernández H. R. (eds.): Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología. Fundación Miguel Lillo, Tucumán.
- Arocena, R.; Chalar, G.; Fabián, D.; de León, L.; Brugnoli, E.; Silva, M.; Rodó, E.; Machado, I.; Pacheco, J.P.; Castiglioni, R. y Gabito, L. (2008) Evaluación ecológica de cursos de agua y biomonitorio. Informe final. Convenio DINAMA- Facultad de Ciencias.
- Arocena, R. (1996). The benthic community as an indicator of degradation and recovery areas in Toledo stream (Uruguay). *Rev. Biol. Trop.* 44 (2), 659–671.
- Barbosa dos Santos, S. (2003). Estado actual do conhecimento dos ancilídeos na América do Sul (Mollusca : Gastropoda : Pulmonata : Basommatophora). *Revista Biología tropical*, 51(3), 191–224.
- Barbour, M.T.; Gerritsen, J.; Snyder, B.D. y Stribling, J.B. (1999). Rapid Bioassessment protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C. 339 pp.

- Bonada, N.; Prat, N.; Resh, V. H. y Statzner, B. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: A comparative analysis of recent approaches. *Annual review of Entomology*, 51, 495–523.
- Bojková, J.; Komprdová, K.; Soldán, T.; y Zahrádková, S. (2012). Species loss of stoneflies (Plecoptera) in the Czech Republic during the 20th century. *Freshwater Biology*, 57(12), 2550-2567.
- Brinkhurst, R.O. y Marchese, M.R. (1989). Guide of freshwater aquatic oligochaeta of South and Central America. *Col. Climax* 6. 179pp.
- Brinkhurst, R.O. (1993). Future directions in freshwater biomonitoring using benthic macroinvertebrates. Pp. 442-460. En Rosemberg D.M y Resh V. H. (eds). *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman y Hall, N.Y.
- Buck, O; Niyogi, D.K. y Townsend, C.R. (2004). Scale-dependence of land use effects on water quality of streams in agricultural catchments. *Environmental pollution*, 130, 287-299.
- Cairns, J. y Pratt, J.R. (1993). Capítulo 2: A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. Pp 10-28. En Rosemberg D.M. y Resh V.H. (eds). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, NY.
- Carpenter, S.R.; Caraco, N.F.; Correll, D.L.; Howarth, R.W.; Sharpley A.N. y Smith, V.H. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*. 8, 559-568
- Castellanos, Z.J.A. y Landoni, N.A. (1995). Mollusca Pelecypoda y Gastropoda. Pp 759-801. En Lopretto, G.C. y Tell, G (eds). *Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio*. Ediciones Sur. La Plata, Argentina.
- Cayssials, R.; Pérez-Miles, F. y Maneyro, R. (2002) Pautas para la elaboración de un Plan de Manejo para el Area de Esteros de Farrapos. Primera parte: Medio Físico y Fauna. Convenio DINAMA-Facultad de Ciencias.
- Chalar, G. (1994). Composición y abundancia del zoobentos del Arroyo Toledo (Uruguay) y su relación con la calidad de agua. *Revista Chilena de Historia Natural*, 67, 129–141.
- Chalar, G.; Arocena, R.; Pacheco, J.P. y Fabián, D. (2011). Trophic assessment of streams in Uruguay: A Trophic State Index for Benthic Invertebrates (TSI-BI). *Ecological Indicators*, 11(2), 362–369.
- Chalar, G.; Delbene, L.; González-Bergonzoni, I. y Arocena, R. (2012). Fish assemblage changes along a gradient induced by agricultural activities (Santa Lucía, Uruguay). *Ecological Indicadores*, 24, 582-588.

- Clarke, A.; Mac Nally, R.; Bond, N. y Lake, P.S. (2008). Macroinvertebrate diversity in headwater streams: a review. *Freshwater biology*, 53(9), 1707-1721.
- Conde, D. y Arocena, R. (eds.) (1999). *Métodos en Ecología de Aguas Continentales. Con ejemplos de Limnología en Uruguay*. Facultad de Ciencias, Montevideo: 233 pp.
- Coscarón Arias C.L. 2009: Capítulo 12. Diptera: Simuliidae. Pp. 364-382. En: Domínguez E. & Fernández H. R. (eds.): *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán
- Costa, J. M.; de Souza, L.O.I. y Oldrini, B.B. (2004). Chave para identificação das famílias e gêneros das larvas conhecidas de Odonata do Brasil: comentários e registros bibliográficos (*Insecta, Odonata*) (No. 99). Museu Nacional.
- Davies, P.E. y Nelson, M. (1994). Relationships between riparian buffer and the effects of logging on stream hábitat, Invertebrate community composition and fish abundance. *Marine and freshwater research*, 45(7), 1289-1305.
- Dewson, Z.S.; James, A.B.W. y Death, R.G. (2007). A review of the consequences of decreased flow for instream habitat and macroinvertebrates. *Journal of the North American benthological society*, 26(3), 401-415.
- DIEA, (2013). Anuario estadístico agropecuario 2013. MGAP.
- Di Rienzo, J.A.; Casanoves, F.; Balzarini, M.G.; Gonzalez, L.; Tablada, M. y Robledo, C.W. (2013). *Infostat versión 2013*. Grupo Infostat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Dodds, W. K. (2007). Trophic state, eutrophication and nutrient criteria in streams. *Trends in ecology & evolution*, 22(12), 669–76.
- Domínguez E.; Molineri, C. y Nieto, C. (2009) Capítulo 3. Ephemeroptera. Pp. 55-94. En: Domínguez E. & Fernández H. R. (eds.): *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán
- ESRI. Environmental systems research institute 2010. ArcGIS 10. ArcMap Version 10.0. License Type ArcInfo. Copyright © 1999-2010 ESRI Inc.
- Evia, G. (2007). Dinámica de las amenazas y consecuencias sobre las políticas de la conservación. Trabajo presentado al TURAP 2007: 5º Encuentro Nacional de Turismo Rural y Ecoturismo – IV Congreso Nacional de Áreas Naturales Protegidas. 25-28 de abril. Trinidad, Flores (Uruguay).
- Fitzpatrick, F.A.; Scudder, B.C.; Lenz, B.N. y Sullivan, D.J. (2001). Effects of multi-scale environmental characteristics on agricultural stream biota in Eastern Wisconsin. *Journal of the American water resources association*, 37 (6), 1489-1507.

- Frissell, C.A.; Liss, W.J.; Warren, C.E. y Hurley, M.D. (1986). A hierarchical framework for stream habitat classification: Viewing streams in a watershed context. *Environmental management*, 10 (2), 199-214.
- García-Préchac, F.; Ernst, O.; Arbeletche, P.; Pérez-Bidegain, M.; Pritsch, C.; Ferenczi, A. y Rivas, M. (2010) Intensificación Agrícola: oportunidades y amenazas para un país productivo y natural. UDELAR-CSIC. 128pp.
- Gazzano, I. y Achkar, M. (2014). Transformación territorial: análisis del proceso de intensificación agraria en la cuenca del área protegida Esteros de Farrapos, Uruguay. *Revista brasileira de agroecología*, 9(2), 30-43.
- Groffman, P.M.; Baron, J.S.; Blett, T.; Gold, A.J.; Goodman, I.; Gunderson, L.H.; Levinson, B.M.; Palmer, M.A.; Paerl, H.W.; Peterson, G.D.; Poff, N.L.; Rejeski, D.W.; Reynolds, J.F.; Turner, M.G.; Weathers, K.C. y Wiens, J. (2006). Ecological thresholds: the key to successful environmental management or an important concept with no practical application? *Ecosystems*, 9, 1-13.
- Grossman, G.D.; Ratajczak Jr., R.E; Crawford, M. y Freeman, M.C. (1998). Assemblage organization in stream fishes: effects of environmental variation and interspecific interactions. *Ecological Monographs*, 68 (3), 395-420.
- Harding, J.S.; Enfield, E.F.B.; Olstad, P.V.B., y Elfman, G.S.H. (1998). Stream biodiversity : The ghost of land use past. *Proceedings of the national academy of sciences*, 95(25), 14843-14847.
- Harding, J.S. y Winterbourn, M.J. (1995). Effects of contrasting land use on physico-chemical conditions and benthic assemblages of stream in a Canterbury (South Island, New Zealand) river system. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 29, 479-492.
- Hynes, H.B.N. (1975). Edgardo Baldi memorial lecture. The stream and its valley. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, 19, 1-15.
- Jacobsen, D. (2008). Low oxygen pressure as a driving factor for the altitudinal decline in taxon richness of stream macroinvertebrates. *Oecologia*, 154 (4), 795-807.
- Justus, B.G.; Mize, S.V.; Wallace, J. y Kroes, D. (2014). Invertebrate and fish assemblage relations to dissolved oxygen minima in lowland streams of southwestern Louisiana. *River research and applications*, 30(1), 11-28.
- Kennen, J.G.; Sullivan, D.J.; May, J.T.; Bell, A.H.; Beaulieu, K.M. y Rice, D.E. (2012). Temporal changes in aquatic-invertebrate and fish assemblages in streams of the north-central and northeastern US. *Ecological Indicators*, 18, 312–329.

- Koperski, P. (2011). Diversity of freshwater macrobenthos and its use in biological assessment: a critical review of current applications. *Environmental reviews*, 19, 16-31.
- Lammert, M. y Allan, J.D. (1999). Assessing biotic integrity of streams : effects of scale in measuring the influence of land use/cover and habitat structure on fish and macroinvertebrates. *Environmental Management* 23(2), 257–270.
- Lampert, W. y Sommer, U. (1997). *Limnoecology: The ecology of lakes and streams*. Oxford University Press. New York.
- Lange, K; Townsend, C.R. y Matthaei, C.D. (2014). Can biological traits of stream invertebrates help disentangle the effects of multiple stressors in an agricultural catchment?. *Freshwater biology*, 59, 2431-2446.
- Li, L.; Zheng, B. y Liu, L. (2010). Biomonitoring and bioindicators used for river ecosystems : definitions , approaches and trends. *Procedia Environmental Sciences*, 2, 1510–1524.
- Lizarralde de Grosso, M. (2009): Capítulo 11. Diptera: generalidades. Pp. 341-364. En: Domínguez E. & Fernández H. R. (eds.): *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán
- Lowe, W.H. y Likens, G.E. (2005). Moving headwater streams to the head of the class. *Bioscience*, 55(3), 196-197.
- Magbanua, F.S.; Townsend, C.R.; Hageman, K.J. y Matthaei, C.D. (2013). Individual and combined effects of fine sediment and the herbicide glyphosate on benthic macroinvertebrates and stream ecosystem function. *Freshwater biology*, 58 (8), 1729-1744.
- Malmqvist, B. y Rundle, S. (2002). Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation*, 29(02), 134–153.
- Markert, B.; Breure, T. y Zechmeister, H. (Eds.), (2003). *Bioindicators and biomonitors - principles, concepts and applications*. Amsterdam: Elsevier.
- Mazzuconi, S.A.; Lopez Ruf, M.L. y Bachmann, A.O.(2009): Capítulo 6. Hemíptera. Pp. 167-232. En: Domínguez E. & Fernández H. R. (eds.): *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán
- Metcalfe, J.L. (1989). Biological water quality assessment of running waters base don macroinvertebrate communities: History and present status in Europe. *Environmental pollution*, 60, 101-139.

- Miserendino, M.L.; Casaux, R.; Archangelsky, M.; Di Prinzio, C.Y.; Brand, C. y Kutschker A.M. (2011). Assessing land-use effects on water quality, in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest streams. *Science of the total environment*, 409, 612-624.
- Moore, A.A. y Palmer, M.A. (2005). Invertebrate biodiversity in agricultural and urban headwater streams: implications for conservation and management. *Ecological applications*, 15 (4), 1169-1177.
- Naiman, R.J. y Décamps, H. (1997). The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual review of Ecology and Systematics*, 621-658.
- Paggi, A. C. (2009): Capítulo 13. Diptera: Chironomidae. Pp. 383-410. En: Domínguez E. & Fernández H. R. (eds.): *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán
- Park, S.R.; Lee, H.J.; Lee, S.W.; Hwang, S.J.; Byeon, M.S.; Joo, G.J.; Jeong, K.S.; Kong, D.S. y Kim, M.C. (2011). Relationships between land use and multi-dimensional characteristics of streams and rivers at two different scales. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 47(S1), 107-116.
- Paruelo, J.M; Guerschman, J.P.; Piñeiro, G.; Jobbágy, E.G.; Verón, S.R.; Baldi, G. y Baeza, S. (2006). Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: Marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencia*, 10, 47-61.
- Pennak, R.W. (1978). *Freshwater Invertebrates of the United States*, 2da ed. New York: John Wiley & Sons.
- Pratt, N; Ríos, B; Acosta, R. y Rieradevall, N. (2009). Los macroinvertebrados como indicadores de la calidad de las aguas. Pp 631-654. En: Domínguez E. y Fernández H. R. (eds.): *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán
- Probst, M.; Berenzen, N.; Lentzen-Godding, A.; Schulz, R. y Liess, M. (2005). Linking land use variables and invertebrate taxon richness in small and medium-sized agricultural streams on a landscape level. *Ecotoxicology and environmental safety*, 60(2), 140–6.
- Quinn, J.M.; Cooper, A.B.; Davies-Colley, R.J.; Rutherford, J.C. y Williamson, R.B. (1997). Land use effects on habitat, water quality, periphyton, and benthic invertebrates in Waikato, New Zealand, hill-country streams. *New Zealand journal of marine and freshwater research*, 31(5), 579-597.
- Redo, D.J.; Aide, T.M.; Clark, M. L. y Andrade-Nunez, M. J. (2012). Impacts of internal and external policies on land change in Uruguay, 2001–2009. *Environmental Conservation*, 39(02), 122-131.

- Ríos, M.; Zaldúa, N. y Cupeiro, S. (Eds.). (2010). Evaluación participativa de plaguicidas en el sitio RAMSAR, Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay. Montevideo: Vida silvestre Uruguay. ISBN: 978-9974-7589-5-7
- Rodrigues-Capítulo, A.; Tangorra, M. y Ocon, C. (2001). Use of benthic macroinvertebrates to assess the biological status of Pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35, 109–119.
- Roldán-Pérez, G. (1999). Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Revista de la academia colombiana de ciencias exactas, física y naturales*, 23 (88), 375-387.
- Santos, C. (2008) Conservación y producción en un Área Protegida: dilemas en torno a la sustentabilidad. III Jornadas de Investigación y II Jornadas de Extensión.
- Segnini, S. (2003). El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotrópicos*, 16(2),45-63
- Schowengerdt, R. (1997). Remote sensing-models and methods for image processing. Tucson. USA. Academic Press. 552pp
- Sponseller, R.A.; Benfield, E.F. y Valett, H.M. (2001). Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater biology*, 46, 1409-1424.
- Strahler (1957). Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions, American geophysical union*. Vol. 38 (6) 913-920
- Strayer, D.L.; Beighley, R.E.; Thompson, L.C.; Brooks, S.; Nilsson, C.; Pinay, G. & Naiman, R.J. (2003). Effects of land cover on stream ecosystems: roles of empirical models and scaling issues. *Ecosystems*, 6(5), 407–423.
- Toledo, R. y Fried, B. (Eds.). (2011). *Biomphalaria*. Snails and larval trematodes. Pp 249. Springer.
- Utz, R.M., Hilderbrand, R.H. y Boward, D M. (2009). Identifying regional differences in threshold responses of aquatic invertebrates to land cover gradients. *Ecological Indicators*, 9(3), 556–567.
- Wang, L.; Robertson, D.M. y Garrison, P.J. (2007). Linkages between nutrients and assemblages of macroinvertebrates and fish in wadeable streams: implication to nutrient criteria development. *Environmental management*, 39(2), 194–212.

ANEXO

Tabla 7 Variables fisicoquímicas para todos los sitios

SITIO	RN	RD	FN	FD	IN	IN1	ID	SN	SD
T (°C)	11,8	14,1	14,4	21,1	17,5	13,9	14,7	12,3	15,3
OD (mg/L)	8,4	8,7	5,1	7,0	9,1	7,8	6,6	2,7	7,6
pH	8,3	8,3	7,7	8,2	8,3	8,2	8,0	7,1	8,0
K (μS/cm)	546	548	379	232	614	628	657	87	628
Q (l/s)	27	820	0	0	56	74	161	0	136
SST (mg/L)	29,3	8,0	4,3	48,1	4,2	5,0	18,3	3,3	5,4
MOS (mg/L)	8,7	3,7	3,7	27,9	2,4	3,8	6,7	3,3	2,4
MO (%)	29,6	45,8	84,6	57,9	57,1	75,0	36,4	99,9	44,4
PRS (μg/l)	39,8	27,3	124,3	90,1	203,3	77,6	102,7	151,2	45,2
NH ₄ ⁺ (μg/l)	18,9	27,9	4,3	21,4	9,1	13,2	14,8	19,7	14,0
NO ₃ ⁻ (μg/l)	70,3	317,2	61,4	137,7	52,4	47,9	151,1	97,3	151,1
P-TOTAL (μg/l)	61,4	49,5	188,5	583,9	207,6	154,9	169,3	281,9	99,8
N-TOTAL (μg/l)	390,2	719,3	176,6	1368,8	345,7	283,4	443,5	701,6	166,0
N-Org (μg/l)	300,9	374,3	111,0	1209,8	284,2	222,3	277,6	584,6	0,8
N-total: P-total	6,4	14,5	0,9	2,3	1,7	1,8	2,6	2,5	1,7

Tabla 8 Tabla de correlaciones (spearman) entre variables fisicoquímicas. En negrita se muestran los coeficientes de correlación y en itálica el p-valor. Solo se muestran correlaciones con p≤0,05.

	T	OD	pH	K	Q	SST	MOS	% MO	PRS	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	P-total	N-total	N-Org
T														
OD			1,6E-04											
pH		0,94												
K					0,01									
Q				0,81								0,03		
SST							0,01							
MOS						0,79								
% MO														
PRS												0,02		
NH ₄ ⁺											0,04		0,02	0,03
NO ₃ ⁻										0,68				
P-total									0,82					
N-total										0,85				0,01
N-Org										0,78			0,93	

Tabla 9 Lista de géneros de macroinvertebrados identificados. Para la construcción del índice TSI-BI se utilizaron los que coincidían con el listado de Chalar et al, 2011 (*) y los géneros de la misma tribu o subfamilia (#)

GRUPO	FAMILIA	GÉNERO	RN	RD	FN	FD	IN	IN1	ID	SN	SD	
Coleoptera	Dysticidae	<i>Thermonectus</i>	-	-	-	-	-	1	-	-	-	
		<i>Lacophilus</i>	1	-	1	-	-	1	1	-	-	
		<i>Lacodytes</i>	-	-	-	-	-	1	-	-	-	
		<i>Agaporomorphus</i>	-	-	-	-	-	1	1	-	1	
		<i>Copelatus</i>	-	-	-	-	1	1	1	-	-	
		<i>aff. Guyanobius</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	-	
		<i>aff. Hydrodessus</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	-	
	Elmidae	<i>Hexacylloepus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
		<i>Macrelmis</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Epimetopidae	<i>Epimetopus</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Haliplidae	<i>Halipilus</i>	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
	Hydrophilidae	<i>Berosus</i> *	1	1	-	-	1	1	1	1	-	1
		<i>Derallus</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
	Noteridae	<i>Hydrocantus</i>	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-
	Scirtidae	<i>sp</i> #	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
	Diptera	Ceratopogonidae	<i>Atrichopogon</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	-
			<i>Dasyhelea</i>	-	-	-	-	1	1	-	-	-
<i>Forcipomyia</i> *			-	-	-	-	-	1	-	-	-	
Chironomidae		<i>Palpomyia</i>	-	-	1	-	1	1	1	1	-	-
		<i>Chironomus</i> *	-	-	1	1	1	1	1	1	1	-
		<i>Dicrontepus</i> *	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
		<i>Endotribelos</i> #	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
		<i>Goeldchironomus</i> #	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
		<i>Parachironomus</i> #	-	1	1	-	1	1	1	1	-	1
		<i>Parametriocnemus</i> #	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		<i>Polypedilum</i> #	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
		<i>Tanytarsus</i> *	-	1	1	-	-	-	-	-	-	1
		<i>Thienenmaniella</i> *	1	-	-	-	1	1	1	1	-	-
		<i>Corynoneura</i> #	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1
		<i>Eukeferiella</i> #	-	1	-	-	-	-	-	-	1	1
		<i>Ablabesmyia</i> #	1	-	1	-	1	1	1	1	-	1
		<i>Labrundinia</i> #	-	-	-	-	-	1	1	1	-	-
		<i>Larsia</i> #	1	-	-	-	1	1	1	-	-	-
		<i>Monopelopia</i> #	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
		<i>Tanypus</i> #	1	-	-	1	1	1	1	1	-	-
Culicidae		<i>Anopheles</i>	-	-	-	1	1	1	1	1	-	-

GRUPO	FAMILIA	GÉNERO	RN	RD	FN	FD	IN	IN1	ID	SN	SD
Diptera (continuación)	Culicidae	<i>aff. Orthopodomysia</i>	-	-	-	-	-	1	1	-	-
	Muscidae	<i>sp</i>	-	-	-	-	1	-	1	-	-
	Scyomizidae	<i>Sepedon</i>	-	-	1	-	1	1	1	-	-
	Simulidae	<i>Simulium</i> *	-	1	-	1	-	-	-	-	1
	Tipulidae	<i>Tipula</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	-
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Americabaetis</i> *	1	1	-	-	-	-	1	-	1
		<i>Callibaetis</i>	1	1	-	-	-	-	1	-	-
	Caenidae	<i>Caenis</i> *	1	1	-	1	1	1	1	-	1
	Leptohyphidae	<i>Trycorythodes</i> *	-	1	-	-	-	-	-	-	-
	Leptophlebiae	<i>Microphlebia</i>	-	-	-	-	-	1	-	-	-
Hemiptera	Belostomidae	<i>Belostoma</i> *	1	-	-	1	1	1	1	-	1
	Corixidae	<i>Tenagobia</i> *	-	-	-	-	-	1	1	-	-
		<i>aff. Trichorixia</i>	1	-	-	-	-	1	-	-	-
		<i>Heterocorixidae</i>	-	-	1	-	-	-	1	-	-
	Gerridae	<i>Halobatopsis</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	-
	Pleidae	<i>Neoplea</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	-
	Velidae	<i>Microvelia</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	-
Odonata	Aeshnidae	<i>Aeshna</i> *	1	-	1	1	1	1	1	-	-
		<i>Anax</i> *	-	-	-	-	-	-	1	-	1
	Cordullidae	<i>Riana</i>	1	-	-	-	-	-	1	-	-
	Coenagrionidae	<i>Argia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1
		<i>Cyanallagma</i>	-	-	1	-	1	-	-	-	1
		<i>Oxyagrion</i>	1	-	-	-	-	1	1	-	-
	Gomphidae	<i>Progomphus</i> *	-	1	-	1	-	-	-	-	-
	Libellulidae	<i>Libellula</i>	1	-	1	1	1	1	1	-	-
		<i>Orthemis</i>	-	-	-	-	1	-	-	-	-
		<i>Perithemis</i> *	1	-	-	1	-	-	-	-	-
		<i>Perilestes</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	-
		<i>Protoneuridae</i> <i>sp</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Trichoptera	Hydroptilidae	<i>Oxyethira</i> *	1	1	1	-	1	1	-	-	-
	Hydropsychidae	<i>Smicridea</i> *	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Gasteropoda	Ampullaridae	<i>Pomacea</i> *	-	-	1	1	1	-	1	-	-
	Ancylidae	<i>Gundlachia</i> #	-	-	-	-	-	-	1	-	1
		<i>Hebetancylus</i> #	-	-	-	-	-	-	1	-	-
		<i>Uncancylus</i> #	1	-	1	1	1	1	1	1	1
	Cochliopidae	<i>Heleobia</i> *	-	1	-	-	1	-	1	-	1
	Physidae	<i>Stenophysa</i> *	-	-	-	-	1	-	1	1	-
	Planorbidae	<i>Antillorbis</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	-

GRUPO	FAMILIA	GÉNERO	RN	RD	FN	FD	IN	IN1	ID	SN	SD
Gasteropoda (continuación)	Planorbidae	<i>Biomphalaria</i> *	1	1	1	1	1	1	1	1	1
		<i>Drepanotrema</i> *	1	-	-	1	1	1	1	1	1
	Succineidae	<i>Omalonix</i>	-	-	-	-	-	1	1	-	-
Bivalvia	Sphaeriidae	<i>sp</i> #	1	-	1	-	1	1	1	-	1
	Corbiculidae	<i>sp</i> #	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Crustacea	Aeglidae	<i>Aegla</i> *	-	1	-	-	-	-	-	-	-
	Amphipoda	<i>Hyalella</i> *	-	-	-	-	-	1	1	-	1
	Palaemonidae	<i>sp</i> #	-	1	-	-	-	-	1	-	1
	Trichodactilidae	<i>Sylviocarcinus</i>	-	-	-	-	1	1	-	-	-
Collembolla	Isotomidae	<i>sp</i>	1	-	1	-	-	1	1	-	-
Acari	Hydrachnidae	<i>sp</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	-
Hirudinea	Glossiphonidae	<i>sp</i> #	1	1	-	1	1	1	1	1	-
Tricládida	Dugesidae	<i>sp</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	-
Oligochaetae	Naididae	<i>Dero</i> *	-	-	1	-	-	1	1	-	-
		<i>aff. Allonais</i> *	-	-	1	-	-	-	1	-	-
		<i>Bratislavia</i>	-	-	1	-	-	-	1	-	-
		<i>Pristina</i> *	-	1	1	1	-	1	1	-	1
	Tubificidae	<i>Paranadrilus</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	-

Tabla 10 Porcentaje de superficie con uso del suelo de la categoría “área agrícola”, para cada una de las áreas buffer propuestas y la microcuenca entera.

SITIO	RN	RD	FN	IN	IN1	ID	SN	SD	
ÁREA BUFFER	250	30,1	2,2	56,8	38,6	38,2	68,7	82,1	41
	500	38,2	1,4	55	45,9	40,9	66,3	85,9	34,6
	750	48	9,2	54,3	45,5	38,5	63,6	87,7	36
	1000	51,9	22,4	55,2	44,9	45,3	63,7	89	34,8
	1250	54,8	31,8	54,6	47,5	42,7	59,7	---	37,3
	1500	51,1	40,5	53,7	46,6	45,1	53,1	---	41,3
	1750	48,5	45,2	52,9	48,2	47,9	49,9	---	41,7
	2000	48,2	48,1	52	50,5	51	48,8	---	40,1
MICROCUENCA	81,3	76,8	79,8	84,5	84,8	80,7	94,8	81,9	