



UNIVERSIDAD
DE LA REPUBLICA
URUGUAY

UNIVERSIDAD DE LA REPUBLICA
FACULTAD DE CIENCIAS
LICENCIATURA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
ORIENTACIÓN ECOLOGÍA



FACULTAD DE
CIENCIAS
UDELAR | fcien.edu.uy

Tesis final de Licenciatura

Montevideo, Uruguay

Junio, 2013

EXPORTACIÓN DE NUTRIENTES Y SÓLIDOS EN CUENCAS LECHERAS DE URUGUAY

PATRICIA LUCÍA GARCÍA PESENTI

pgarcia@fcien.edu.uy

Tutor:

Dr. Guillermo Chalar

gchalar@fcien.edu.uy

Tribunal:

Dr. Carlos Perdomo.




Dr. Rafael Arcena





Agradecimientos

Quiero agradecer a mi tutor por su enseñanza y guía en este proceso, a Rafael Arocena por incluirme como estudiante en el fascinante mundo de los arroyos, también a Juan Pablo Pacheco por su apoyo y colaboración en la elaboración de datos. A mis compañeros fitoplantólogos de Limnología por responder a mis dudas estadísticas y a mis compañeras de Licenciatura, que a través de las charlas cotidianas hemos compartido las alegrías y dificultades de todos estos años de carrera. A mis padres, por apoyarme en venir a estudiar desde Paysandú el “no se que del agua”. A mi familia de la fe que me ha acompañado y sostenido en todas las circunstancias y especialmente a mi esposo Matías Montero y a nuestra bebe que está en camino, con los que felizmente comparto el final de esta etapa.



Contenido

Resumen	8
Introducción	9
Materiales y métodos	13
Resultados	18
Usos de suelo a través del SIG	18
Actividad Lechera	19
Variables ambientales	22
Correlaciones	25
Modelos de correlación	25
Calidad del agua en las cuencas.....	28
Carga de nutrientes y sólidos en suspensión.....	28
Coeficientes de exportación	29
Relación entre coeficientes de exportación usos de suelo y desarrollo lechero.....	31
Discusión	34
Conclusión	45
Bibliografía	46
ANEXOS	54

Lista de Tablas y Figuras

Tabla 1. Normalización de los parámetros seleccionados para el ICA- Santa Lucía. Tomado de Arocena et al. (2008).	17
Tabla 2. Actividad antrópica predominante en las cuencas	19
Tabla 3. Variables fisicoquímicas medidas in situ	23
Tabla 4. Variables fisicoquímicas por arroyo.	24
Tabla 5. Clases de agua según el ICA- Santa Lucía	
Fuente Arocena, R et al, 2008.....	28
Tabla 6. Clasificación de las cuencas según ICA- Santa Lucía.	
Fuente Arocena, R et al, 2008.	
.....	28
Tabla 7. Cargas de nutrientes por cuenca	29
Tabla 8. Clasificación de los coeficientes de exportación de las cuencas.	29
Tabla 9. Valores propios del ACP por cada factor obtenido del análisis de las variables químicas, actividad lechera y usos de suelo de las 10 cuencas de estudio.	32
Tabla 10. Aporte de las variables activas y suplementarias del ACP a los dos primeros factores (72.7 % de la varianza acumulada).	33
Tabla 11. Clasificación de los coeficientes de exportación de cuencas según la bibliografía.	39
Tabla 12. Requerimientos de agua para lavado.	
Fuente: CONAPROLE, http://www.eleche.com.uy	
.....	43
Figura 1. Localización de la cuenca Paso Severino y las 10 microcuencas de estudio.....	14
Figura 2. Clasificación de los usos del suelo por cuenca.	

Datos tomados de Bartesagui & Achkar, 2008	18
Figura 3. Presencia y tipo de sistemas de tratamientos (a) , lugar de vertimiento del efluente (b) y combinación de ambas variables (c) en las cuencas lecheras de Paso Severino.	20
Figura 4. Establecimientos lecheros por cuenca agrupados según cantidad de vacunos y presencia/ausencia de tratamiento de efluentes.	22
Figura 5. Agrupamiento de las cuencas según las variables fisicoquímicas analizadas. Se formaron tres grupos principales con un 40 % de similaridad (línea sólida).	24
Figura 6. Relación entre el caudal y a) el fósforo total (PT) y b) nitrato (NO3). Ambos correlacionados significativamente ($p < 0.05$) mediante el test de Spearman (ANEXO I) y ajustados al modelo de asociación exponencial en a) y lineal en b) (ANEXO II).	26
Figura 7. Relación entre los sólidos suspendidos totales (SST) y la materia orgánica en suspensión (MOS) correlacionados significativamente ($p < 0.05$) mediante el test de Spearman (ANEXO, tabla 13) y ajustados al modelo lineal (ANEXO, tabla 14)	26
Figura 8. Relación entre el nitrógeno total (NT) y el fósforo total (PT) correlacionados significativamente ($p < 0.05$) mediante el test de Spearman (ANEXO I) y ajustados al modelo lineal (ANEXO II).....	26
Figura 9. Variación del nitrógeno total (NT) (a), nitrato (NO3) (b), fósforo total (PT) (c), fósforo reactivo soluble (PRS) (d) y caudal (e) con respecto al cultivo y suelo desnudo. Las variables se correlacionaron significativamente ($p < 0.05$) mediante el test de Spearman (ANEXO I) y se ajustaron al modelo MMF en a), b), c) y d) (ANEXO II).	27
Figura 10. Variación del nitrato (NO3) (a) con respecto al agua de limpieza, correlacionado significativamente ($p < 0.05$) mediante el test de Spearman (ANEXO I) y ajustado al modelo MMF (ANEXO II).	27
Figura 11. Agrupamiento de las cuencas según los coeficientes de exportación. Se formaron dos grupos principales con un 60 % de disimilitud (línea sólida).	30
Figura 12. BOX PLOT representando los dos grupos obtenidos a través del análisis de cluster según los coeficientes de exportación: a) PT; b) PRS; c) NT y d) SST. El grupo 1 incluye las cuencas 1 y 2, el grupo 2 incluye las cuencas 3 a 10.	31

Figura 13. Análisis de componentes principales (ACP) correspondientes al factor 1 y 2. Se utilizaron las siguientes variables activas: coeficientes de exportación: Fósforo total (PT), Nitrato (NO3) y Sólidos suspendidos totales (SST); usos de suelo: % matorral, % cultivo y suelo desnudo, % pradera, % forestación; indicadores de uso lechero: leche y agua de limpieza (Ag limp), se utilizaron además variables complementarias: coeficiente de exportación de Fósforo reactivo soluble (PRS) y Nitrógeno total (NT); % bosque, % suelo superficial y ganado extensivo.
.....33

Figura 14. Análisis de componentes principales (ACP), ordenamiento de las cuencas en respuesta a las variables analizadas con respecto a los factores 1 y 2.
.....34

Figura 15. Esquema de intensidad de usos de suelo de las cuencas de Paso Severino. Los factores predominantes en el aumento del coeficiente de exportación se señalan en rojo y el grosor de las flechas indica la contribución de los componentes del sistema en la transferencia de nutrientes y sólidos.
.....42



Resumen

La producción lechera es una de las actividades que provoca grandes alteraciones en el ambiente por la combinación de actividades agrícolas y ganaderas. En Uruguay, dicha actividad se ha intensificado, siendo el cuarto rubro de exportación del país en 2011. Esto ha generado un riesgo en el aumento de la exportación de materiales a los sistemas fluviales de las cuencas, sobre todo de nutrientes (fósforo y nitrógeno principalmente) y sólidos favoreciendo fenómenos de eutrofización. El mantenimiento de la integridad ecológica y los servicios generados por los sistemas fluviales, resulta en beneficio de la zona directamente afectada y aguas abajo de la cuenca. La producción lechera está geográficamente focalizada al sur del país en la cuenca de Paso Severino. En esta última, se eligieron 10 microcuencas para estudiar la relación entre la intensidad y modalidad de la producción lechera y la calidad del agua de los arroyos durante el período 2009-2010. Se encontró un fuerte avance de la agricultura y la ganadería intensiva bajo pastoreo para producción lechera en la mayoría de las cuencas, lo que significó un aumento en la exportación de nutrientes y sólidos hacia los arroyos. Dicha exportación, fue mayor en aquellas cuencas con más superficie dedicada a los cultivos y tambos sin tratamiento de efluentes y menor en las de usos más naturales como pasturas y matorrales. Los mecanismos de incorporación al curso fluvial fueron la erosión de la capa superficial del suelo en las áreas de cultivo y la llegada del agua de limpieza de las salas de ordeño. Esto resultó en un aumento de la degradación de la materia orgánica y consumo del OD en el agua. Los límites internacionales para prevenir la eutrofización, incluyeron a las cuencas con producción lechera como eutrofizadas, según el índice ICA- Santa Lucía, las cuencas con mayor exportación tuvieron calidad mala, el resto regular y las de usos más naturales calidad buena. Los niveles de exportación analizados estuvieron en concordancia con estudios nacionales e internacionales para similares usos de suelo, sin embargo, las cuencas presentaron altos valores de fósforo. El tratamiento del efluente resultó ser incompleto en más del 90% de los tambos y las prácticas de manejo del ganado fueron insuficientes en todas las cuencas. Se sugirieron medidas de mitigación que consideraron desde la producción de alimentos hasta el manejo en el tambo para disminuir la exportación de nutrientes y sólidos. La incorporación de estos cuidados debe realizarse en base a la concientización de los productores del daño generado, así como, mayor compromiso de las autoridades estatales en razón de proteger la calidad de los ecosistemas fluviales y conservar los beneficios que ello representa para la población.

Introducción

Las cuencas de drenaje constituyen unidades hidrográficas en donde ocurren procesos de transferencia de materiales y energía. Estos últimos, se dirigen a través del suelo hacia el río ubicado a menor altura. Teniendo en cuenta la clasificación jerárquica de Strahler (Elosegi & Sabater, 2009), la unidad espacial menor es la microcuenca que está formada por un arroyo de bajo orden (1-3) y suele tener poca área de drenaje. Dentro de la cuenca tienen gran importancia las actividades humanas como la urbanización, agricultura, forestación, ganadería, etc., esto se debe a la alteración en la exportación de materiales como nutrientes, sólidos, materia orgánica, bacterias, virus, metales, pesticidas, material particulado y cambios en el volumen de escorrentía (Li *et al.*, 2008).

La lluvia provoca el desprendimiento de materiales particulados y disueltos, cuando el suelo está saturado o ésta es muy intensa, los mismos son transportados por el agua a favor de la pendiente hasta llegar al curso fluvial (Poor & McDonnell, 2007). De esta manera, no solo hay mayor variabilidad de compuestos, sino también, cambios en el caudal del curso y modificación de los hábitats acuáticos (Lampert & Sommer, 1997; Jones *et al.*, 2001; Fisher *et al.*, 2004). La erosión de las márgenes y posterior aumento de turbidez, la sedimentación de las partículas, la variabilidad del caudal, entre otros, generan cambios en las comunidades biológicas de algas, macrófitas, invertebrados y peces que forman parte de este ecosistema.

El estudio de las cuencas ha sido importante como herramienta de ordenamiento territorial y los sistemas de información geográfica se han ido incorporando a los mismos debido a su ventaja en el tratamiento de imágenes satelitales para identificar procesos y alteraciones en esa escala de trabajo, como por ejemplo, el movimiento de nutrientes (Allan & Johnson, 1997; Schiavetti & Camargo, 2005).

Las actividades agropecuarias impactan en los ríos y arroyos a través de la incorporación de materiales en forma difusa (Ahearn *et al.*, 2005; Zhu *et al.*, 2012). La lechería es una de las actividades que provoca grandes alteraciones en el ambiente por la combinación de actividades agrícolas y ganaderas. A diferencia de estas dos últimas por separado, presenta mayor concentración de animales y producción de efluentes con importante carga orgánica (Ledgard *et al.*, 1998; Bewsell & Monaghan, 2007). Por un lado, la producción agrícola se basa la

obtención de alimentos para el ganado con alto valor nutricional aportando fibras y carbohidratos que están presentes en el maíz, trigo, cebada, sorgo y heno. Los mismos se usan como complementos de las pasturas en razón de aumentar la cantidad y calidad de la leche, ya que 40% de la misma depende de la composición de la dieta (Durán & La Manna, 2007; CONAPROLE, 2008).

En general, cuando la topografía del terreno es suave, se cultiva hasta las inmediaciones de los cursos de agua y se destruye el monte nativo. Con ello, se desprotege el sistema fluvial de las fuentes difusas y se genera un cambio en la entrada de materiales que pasa de ser particulado grueso, a través de la hojarasca, a material más fino proveniente de toda la cuenca. Esta situación se agrava con la desestabilización de las orillas cuando se quita la cobertura vegetal e ingresa el ganado generando pisoteo y deposiciones en el arroyo (Wilcock *et al.*, 2009). El cultivo y los forrajes pueden contribuir en manera significativa con la entrada de nutrientes y algunas investigaciones se han centrado directamente en este punto (Hospido *et al.*, 2003; Castillo, 2010).

En los tambos, los animales son retenidos para controlar el crecimiento y desarrollo de la preñez de las vacas, por lo que en ese período la demanda de alimento es mayor. Una vez que el animal pare, la leche producida es succionada y almacenada en la sala de ordeño en condiciones específicas y en este lugar las medidas higiénicas son altas para evitar la contaminación del producto. Con este fin se utilizan volúmenes importantes de agua para limpiar la maquinaria y arrastrar los sólidos como estiércol, orina, barro, antibióticos, etc. hacia el campo para ser tratados en algunos casos o directamente hacia el arroyo en otros. En las inmediaciones de la sala de ordeño, los animales permanecen en espera y se concentra gran cantidad de deposiciones con hasta un 75% del fósforo y nitrógeno consumido (Cuttle *et al.*, 1998; Battislotti *et al.*, 2007). El constante pisoteo provoca la degradación de la capa superficial del suelo por lo que en los eventos de escorrentía constituye una fuente de nutrientes al curso.

El nitrógeno (N) y el fósforo (P) son dos nutrientes fundamentales para la construcción de estructuras y procesos celulares y su baja disponibilidad en los ambientes acuáticos suele limitar la producción primaria (PP). Según la relación de Redfield en el fitoplancton se encuentra una proporción estequiométrica estable de 106 átomos de carbono (C) por cada 16 de N y 1 de P. El carbono es el elemento más abundante en las células, sin embargo suele estar en exceso en los ambientes naturales. A través de la incorporación de fertilizantes al suelo sobre todo fosfatados (Cordell *et al.*, 2009), se ha incrementado la presencia de este elemento en el agua. Es por ello que algunas investigaciones han encontrado una limitación o

co-limitación del nitrógeno en la PP en los sistemas dulceacuícolas (Dodds & Welch, 2000; Tsegaye et al., 2006; Dodds, 2007). Cuando ambos nutrientes están en exceso, son captados por los productores primarios y aumentan el metabolismo autótrofo y heterótrofo hasta desencadenar procesos como la eutrofización (Carpenter et al., 1998; Dodds, 2006; Llorens et al., 2009; Cox et al., 2012). Este último, es perjudicial para las formas de vida más sensibles a la contaminación debido al aumento de turbidez, disminución de OD, baja transparencia del agua, alta concentración de nutrientes y materia orgánica y cambio en las poblaciones biológicas, entre otros (Smith & Schindler, 2009).

La exportación de nutrientes y sólidos que se produce desde las cuencas aumenta con la intensidad de la producción y su valoración permite comparaciones entre cuencas (Salvia-Castellvi et al., 2005). La lechería es una actividad que contribuye con estos elementos y su aporte a los arroyos debe ser estudiado y contrastado con estudios regionales y globales para reducir la carga en los sistemas. El mantenimiento de la integridad ecológica de los sistemas fluviales y los servicios que estos generan, resulta en beneficio no solo de la zona directamente afectada, sino también de la influencia aguas abajo de la cuenca.

La lechería en Uruguay fue el cuarto rubro de exportación del país y constituyó el 9% del total de las exportaciones en 2011 (Uruguay XXI, 2012), en el período 2002- 2009 el número de ganado aumentó un 4% y la producción de leche creció 9% pasando de 1343 a 1766 millones L/día (MGAP-DIEA, 2011). Sin embargo, la superficie dedicada al rubro disminuyó 12.6% lo que significó una mayor concentración animal. La producción está focalizada geográficamente en la zona sur del país y dentro de la misma se ubica la cuenca de Paso Severino que abarca el 2.5- 5% del área lechera total. A su vez, en el extremo sur de esta cuenca se sitúa un embalse construido entre 1983- 1986 que sirve para regular, en épocas de sequías, la disponibilidad del agua en la usina de potabilización de agua del área metropolitana de Montevideo que constituye el 45% del total de la población de Uruguay (Arocena et al., 2008).

Los antecedentes encontrados para el área corresponden a Chebataroff (1968), OEA (1971) y Méndez et al. (1988), en 1994-2000 se llevó a cabo una experiencia en manejo integrado de cuencas, en el que se aplicaron prácticas para el tratado de efluentes en tambos (Sosa, 2002; Achkar et al., 2004). A través del proyecto "Evaluación ecológica de la calidad del agua y biomonitorio en la cuenca de Santa Lucía" (Arocena et al., 2008) se encontraron niveles altos de nutrientes y signos de degradación en Paso Severino. Chalar et al. (2011 y 2013) estudiaron los macroinvertebrados bentónicos y los peces en la cuenca y encontraron una relación

positiva entre la intensidad del uso del suelo y el estado trófico de los cursos fluviales, es decir que, los sistemas más impactados por el uso del suelo presentaron mayor eutrofización.

Considerando el enfoque de cuencas, se eligieron 10 microcuencas en Paso Severino que tuvieran similares características hidrogeomorfológicas. El objetivo general del trabajo fue relacionar la intensidad y modalidad de la producción lechera con la calidad del agua de los arroyos. Para ello se establecieron objetivos específicos:

1. Establecer los diferentes usos de suelo realizados en las cuencas consideradas en el año 2009/2010.
2. Determinar los coeficientes de exportación de nutrientes (nitrógeno total, nitrato, fósforo total y fósforo reactivo soluble) y sólidos.
3. Determinar las actividades antrópicas que afectan en mayor proporción a la exportación de nutrientes y sólidos.
4. Identificar las áreas del proceso de producción lechera que tienen mayor afectación ambiental y sugerir medidas de mitigación.

En relación a los objetivos se tuvo en cuenta las siguientes hipótesis:

Hipótesis nula:

La producción lechera no afecta la exportación de nutrientes y sólidos hacia los cursos de agua.

Hipótesis de trabajo:

Esta actividad determina un cambio en la exportación de nutrientes y sólidos al sistema fluvial con respecto al nivel natural de las cuencas.

Predicciones:

La producción lechera determina un aumento significativo en la exportación de nutrientes y sólidos al sistema fluvial con respecto con respecto a los demás usos de suelo.

Las cuencas lecheras con uso de suelo más intensivo y/o sin medidas de manejo de sus efluentes, van a repercutir en mayores coeficientes de exportación de nutrientes y sólidos y peor calidad del agua.

Materiales y métodos

Área de estudio

La cuenca Lechera de Paso Severino se ubica al sur de Uruguay entre 37° 48' - 38° 17' latitud Sur y entre los 62° 72' - 61° 76' longitud Oeste, en la isoterma de 17°C, entre las isohietas de 900 y 1000 mm y al SW de Florida. Constituye una subcuenca al norte del río Santa Lucía con una superficie de 2572 Km², cuyos límites son: al Norte el Sistema Cuchilla Grande inferior, al Este y Oeste con otras subcuencas del río Santa Lucía.

La delimitación de la cuenca se realizó por Bartesagui (2006) en base a la cota más alta del territorio y a los caminos y rutas en tramos conflictivos por la presencia de padrones presente solo parcialmente en la cuenca. La cota máxima de altura es de 235 m y la mínima 15 m sobre el nivel del mar.

Meteorología:

Datos obtenidos de <http://clima.tiempo.com/clima-en-florida-865450-2010-Septiembre>

La temperatura media anual para el 2010 fue de 16.2 °C, siendo la media mínima de -4.7 °C en el mes de julio y la media máxima de 35.5 °C en febrero.

La precipitación media anual para el correspondiente año fue de 158.6 mm, la media mensual máxima fue de 338.5 mm en febrero y la media mensual mínima de 42.6 mm en marzo.

Geología:

La cuenca Paso Severino se desarrolla casi en su totalidad sobre litología cristalina perteneciente al Terreno Piedra Alta (Bartesaghi *et al.*, 2006). La misma, está formada principalmente por rocas metamórficas y secundariamente por intercalaciones con rocas volcánicas y sedimentarias de 1800- 2000 MA. En menor proporción, se ubican rocas sedimentarias de diversos orígenes en la zona sur cercanas al límite de la cuenca.

Este trabajo se realizó en el marco del proyecto FPTA 179 "Medidas para la mitigación del impacto de la lechería en la calidad de agua de la cuenca lechera del embalse Paso Severino". Se estudiaron diez microcuencas de la misma ecoregión similares en superficie y jerarquía de sus arroyos (orden 1-4) (figura 1). Una de ellas, con mínima actividad, fue seleccionada como cuenca control (número 10) para contrastar los efectos con las restantes, la número 7 sólo tiene uso ganadero

extensivo y el resto desarrolla una actividad ganadera intensiva bajo pastoreo para producción lechera de intensidad variable (tabla 2). Cinco microcuencas son afluentes directos del embalse Paso Severino, una desemboca aguas arriba de la cola del embalse, en Santa Lucía Chico, y cuatro en el afluente derecho de éste, el arroyo Pintado.

Suelos:

En base a la Carta de Reconocimiento de Suelos del Uruguay, escala 1: 1.000.000 del MGAP (1976), se reconocieron 2 unidades, la primera perteneciente a San Gabriel- Guaycurú para las cuencas 6, 9 (30% aprox. de cobertura) y 10 con Brunosoles Subeútrico Háplicos. Estas presentan colinas y lomadas fuertes, así como, menor productividad que la siguiente unidad. La segunda perteneciente a Isla Mala, incluyo al resto de las cuencas, tiene Brunosoles Eútricos Lúvicos típicos, con lomadas suaves y elevada presencia de materia orgánica.

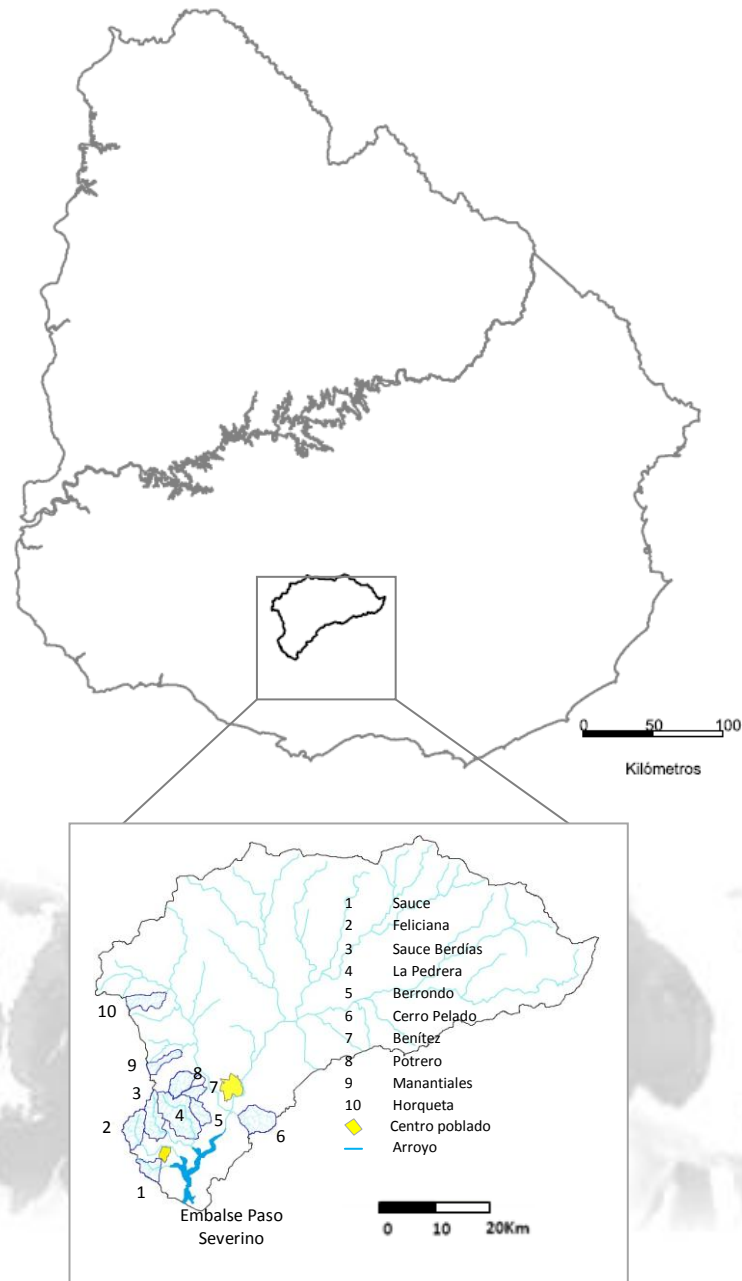


Figura 1. Localización de la cuenca Paso Severino y las 10 microcuencas de estudio.

A través de encuestas a la población residente en las zonas de estudio, se obtuvieron los datos de actividad de cada predio y en el caso de los establecimientos lecheros, se profundizó en la intensidad de la actividad a través del número de animales, la producción de leche por día y otros indicadores (tabla 2).

Se determinó el área correspondiente a los diferentes usos de suelo de las cuencas utilizando el programa gvSIG 1.9 y QGIS 1.8.0. El tratamiento de las capas de información se hizo en base a coberturas realizadas para todo el país con una resolución espacial de 20 x 20 m. Las imágenes satelitales correspondieron al período 2004-2007 y fueron analizadas por Bartesagui, L & Achkar, M (2008).

Las categorías de usos de suelo incluyeron:

- Agua: incluye los sistemas loticos y lenticos.
- Cultivos extensivos e intensivos, exceptuando cultivos forestales.
- Forestación: cultivos forestales.
- Matorral: vegetación herbácea.
- Pradera: vegetación herbácea como matriz dominante con posibilidad de existencia de especies arbustivas de bajo porte.
- Suelo superficial: matriz rala de vegetación herbácea. Se incluyen las praderas que se desarrollan sobre suelos superficiales, así como aquellas zonas que se encuentran en descanso luego de un cultivo.
- Suelo desnudo: se incluyen suelos rocosos, las infraestructuras, los suelos arados para cultivo y los suelos con aplicación de herbicidas.

Se tomaron muestras de agua mensualmente durante el período setiembre 2009- setiembre 2010. La evaluación de las aguas superficiales se realizó en un tramo de 50 mts. del arroyo efluente de cada microcuenca donde se tomó 1 L de agua del medio del curso y se conservó a 4 °C hasta su posterior análisis en laboratorio. Se midieron *in situ* la temperatura, oxígeno disuelto (OD), pH, y conductividad con sensores de campo Horiba.

Los análisis químicos se realizaron según los procedimientos descritos en APHA (1995) para los sólidos suspendidos totales (SST) y materia orgánica en suspensión (MOS) a través del método de diferencia de peso. En el nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT) se utilizó la digestión y determinación de nitrato (NO_3) y (PO_4) (Valderrama, 1981). En el NO_3 se empleó el método de salicilato de sodio (Müller & Weidman, 1955), para el amonio (NH_4) el método de azul de indofenol

(Koroleff, 1970) y para el fósforo reactivo soluble (PRS) el método de azul de molibdeno (Murphy & Riley, 1962), se utilizó un filtro GF/C Whatman.

Análisis Estadísticos

Los análisis estadísticos se realizaron con los programas Past 2.10 y Statistica 8.0.

Las diferencias significativas entre las variables ($p > 0.05$) (Milton, 1989) se determinaron mediante ANOVAs de una vía en casos de normalidad (Test de Shapiro- Wilk) y homogeneidad de varianza (Test de Levene) y posterior Test de Tuckey ($p < 0.05$). En el contexto no paramétrico se utilizó el análisis de Kruskall-Wallis ($p > 0.05$) y posterior Test de Mann- Whitney corregido por el método de Bonferroni ($p < 0.05$).

El agrupamiento de las variables se realizó mediante un análisis de cluster, se utilizó el algoritmo de grupos pareados sin ponderación y el coeficiente de similitud de distancia Eucladiana.

El grado y tipo de asociación de las variables se analizó mediante un test de correlación no paramétrico de Spearman ($p < 0.05$).

En este proceso, se generaron un grupo de gráficos con los pares de datos y se escogió en cada caso aquel modelo que presentara menor error estándar (S) y mayor índice de correlación (r).

La calidad de agua de las cuencas se determinó mediante la aplicación del índice ICA- Santa Lucía. Este fue desarrollado por Arocena *et al.* (2008) para la cuenca de Santa Lucía, el cual considero las variables fisicoquímicas más relevantes. ICA- Santa Lucía es un n^o adimensional del 1- 100, en este, a mayor valor, mejor es la calidad del agua, está basado en los criterios generales de la USEPA y se realizó mediante métodos multivariados de análisis. Su fórmula general es:

$$\text{ICA- Santa Lucía: } \frac{(\sum C_i P_i)}{(\sum P_i)}$$

C_i : valor de cada parámetro luego de su normalización

P_i : Ponderación de cada parámetro. El rango de P_i es de 1-3.

Para la normalización los parámetros se empleo la siguiente tabla:

Tabla 1.
Normalización de los parámetros seleccionados para el ICA- Santa Lucía
Tomado de Arocena *et al.* (2008).

	Factor de Normalización (C _i)				
	100	75	50	25	1
Oxígeno disuelto (mg/L)	>9	9- 7,7	7,6- 6,3	6,2- 5	<5
Conductividad (µS/cm)	<360	360- 643	644- 926	927- 1210	>1210
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	<6	06-dic	12,1- 18,6	18,7- 25	>25
Nitrato (µg/L)	<100	100- 280	281- 460	461- 650	>650
Fósforo total (µg/L)	70	70- 380	380- 690	690-1000	>1000

La aplicación del índice en las cuencas de Paso Severino se realizó mediante la siguiente ecuación específica:

$$\text{ICA- Santa Lucía} = (3 \text{ OD} + 3 \text{ Conductividad} + 2 \text{ PT} + 1 \text{ NO}_3 + 1 \text{ SST}) / 10$$

La carga de las cuencas se refiere a la descarga hidráulica de un río para determinado soluto. Se determino utilizando la siguiente ecuación (Jorgensen & Vollenweider, 2000):

$$\text{Carga (I) (mg/día): } \bar{c} * Q$$

\bar{c} (mg/L): concentración mensual de los nutrientes y sólidos.

Q (L/día): descarga hídrica observada simultáneamente con las concentraciones extrapoladas a 24 horas.

Los coeficientes de exportación se refieren a la carga por unidad de área (Jorgensen & Vollenweider, 2000). Fueron determinados mediante la siguiente fórmula:

$$\Phi \text{ (mg/ m}^2\text{.yr): } \frac{I \text{ (mg/yr)}}{\text{Á (m}^2\text{)}}$$

Se utilizó un análisis de componentes principales aplicado en una matriz de correlación (Pla, 1986) para ordenar las cuencas según coeficientes de exportación, usos de suelo/desarrollo lechero. A los datos de exportación e indicadores lecheros se les aplicó la transformación $\log(X + 1)$ para hacer comparables los valores medidos en diferentes escalas.

Resultados

Usos de suelo a través de SIG

Los usos del suelo en las cuencas estudiadas fueron clasificados en 8 categorías: forestación, suelo desnudo, agua, suelo superficial, pradera, cultivo, matorral y bosque (figura 2). Las mismas, incluyeron entre el 85% (cuenca 2) y el 98% (cuenca 10) de las coberturas terrestres.

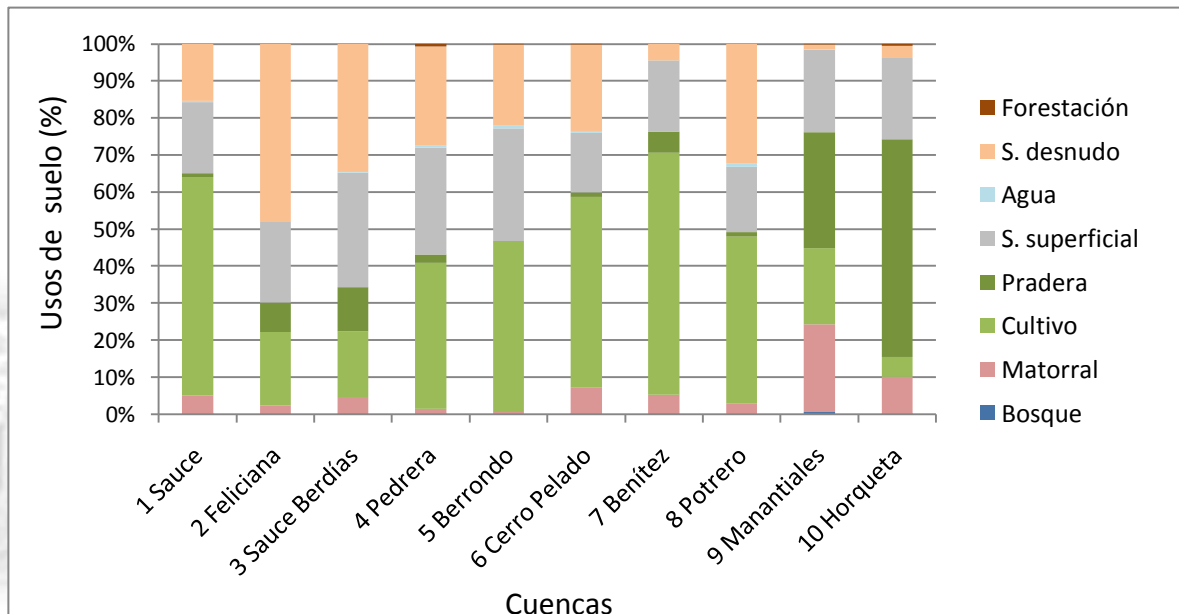


Figura 2. Clasificación de los usos del suelo por cuenca.
S.desnudo: suelo desnudo; S.superficial: suelo superficial
Datos tomados de Bartesaghi & Achkar, 2008.

El área de cultivo representó entre 5 y 64 % (cuencas 10 y 7, respectivamente) de la superficie. Las cuencas 1, 4, 5, 6 y 8 tuvieron entre 38 y 57% y las 2, 3 y 9 un 17%. El suelo desnudo presentó una relación estrecha con el cultivo debido a que corresponde a la imagen generada luego de la cosecha, es decir, que corresponden a dos etapas del mismo uso. Debido a esto, se consideró ambas superficies sumadas en los análisis estadísticos. La cuenca 2 tuvo la mayor proporción de su superficie con suelo desnudo (41%), seguido en orden por la 3 (32%), 8, 4, 6, 5 y 1 y con menos del 5% las 7, 9 y 10.

En todas las cuencas la variación del suelo superficial cubrió un mínimo de 15% (cuenca 6) y un máximo de 29% (cuenca 5). La pradera obtuvo su mayor representación en la cuenca 10 (58%) y 9 (27%), mientras que las demás se ubicaron por debajo del 11%. El matorral es la categoría menos antropizada en la

actualidad con más representación en todas las cuencas. La 9 registró un 20% y el resto menos del 10%.

Los usos de suelo restantes (bosque, agua y forestación) obtuvieron una representación menor del 1% en todas las cuencas. La categoría bosque se registró en todas a excepción de la 5 y 8. Por otro lado, la forestación estuvo presente en la 4, 5, 6, 9 y 10. Los cuerpos de agua observados correspondieron a tajamares y lagunas naturales y todas las zonas registraron cuerpos de agua con salvedad de las cuencas 2 y 10.

Actividad lechera

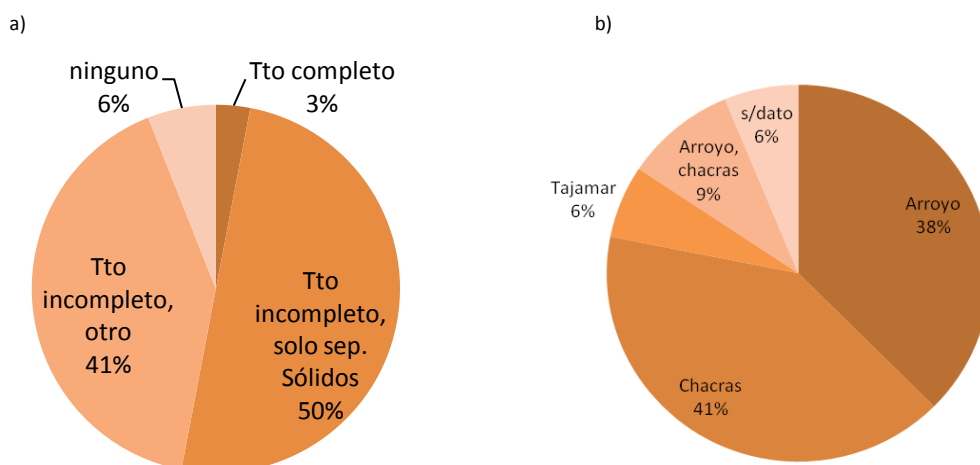
Tabla 2.
Actividad antrópica predominante en las cuencas
Rubro: L: lechería; G: ganadería; A: agricultura; O: otros.

Cuencas	Área (km ²)	Rubro	Ganado extensivo (cabezas)	Ganado lechero (cabezas)	Total de leche (L/día)	Nº órganos limpieza	Agua de (L/día)
1 Sauce	9,5	L	0	550	5700	24	47000
2 Feliciano	15,9	L.A.G.O	1408	1140	7300	37	16100
3 Sauce Berdías	18,0	L.G	580	2756	33000	57	35000
4 Pedrera	34,2	L.G	950	2127	18700	53	80000
5 Berrondo	8,8	L.O.G	927	498	3200	19	5000
6 Cerro Pelado	19,7	L.A.G.O	1369	1648	16500	44	16000
7 Benítez	5,4	G	350	0	0	0	0
8 Potrero	12,1	L.O.G	1542	220	3200	6	4000
9 Manantiales	8,0	L.A.G	205	110	800	6	1500
10 Horqueta	13,2	A.G	1275	375	0	0	0

La cuenca 7 presentó la menor superficie con 5.4 Km² y la 4 la mayor con 34.2 Km² (tabla 2), el resto registró una superficie menor a 20 Km². Los usos de suelo incluyeron actividad lechera en todas las cuencas a excepción de la 7 y 10. Además de esta actividad, la ganadería extensiva se desarrolló en casi todas las cuencas siendo la actividad principal de la 7. En la 1 no se registró dicha actividad, mientras que en la 3, 7 y 9 hubo menos de 600 bovinos dedicados a este rubro y en las restantes 927 y 1542 (cuencas 5 y 8 respectivamente). La agricultura se realizó en la 2, 6, 7, 9 y 10, la categoría otros enmarcó diversos usos como el establecimiento de casas particulares, centros de recreación y una industria. Estos constituyeron una pequeña fracción del área de las cuencas.

Entre los indicadores de actividad lechera, la cantidad de ganado utilizado para producción lechera (vacas de ordeño, secas, vaquillonas y terneros) mostró el mismo comportamiento que el número de órganos y la producción de leche diaria. La cuenca 3 presentó la mayor cantidad de vacunos, seguida de cerca por la 4, 6 y 2. La cuenca 10 no tiene actividad de ordeño aunque sí ganado lechero que pastorea en ella. El agua de limpieza utilizada se distribuyó diferente a los indicadores anteriormente descriptos. La cuenca 4 presentó la mayor demanda de agua, seguido por la 1, 3, 2, 6, 5, 8 y 9 en este orden. El gasto de agua/vaca.día estuvo dentro de los niveles nacionales para la mayoría de las cuencas (50 L agua/vaca.día, mínimo 25 y máximo en 100) (González, 2008), salvo que los valores mínimo y máximo se extendieron en este estudio, siendo las cuencas 3 y 9 las que presentaron gastos menores a los 25 L agua/vaca.día y la cuenca 1 mayor al máximo con 141 L agua /vaca.día.

Los sistemas de tratamiento de efluentes analizados en su totalidad, se consideraron insuficientes en el 97% de los casos, debido a que los sistemas separadores de sólidos y estiércol eran inexistentes (figura 3.a). En los predios con lagunas, estas corrían riesgo de recarga por la incorporación del efluente crudo sin previa separación, en 2 establecimientos estaban en desuso por colmatación. Solo uno de los tambos ubicado en la cuenca 3 presento un sistema completo según la bibliografía (Pittamiglio, 2004), este contaba con separación de estiércol, lagunas anaeróbicas y aeróbicas con posterior zanja y tajamar. En todas las cuencas los efluentes de tambos se vertían en las chacras o directamente al arroyo (fig. 3.b y c), el 47% de los predios se considera que, o no tienen ningún tipo de tratamiento o este es insuficiente.



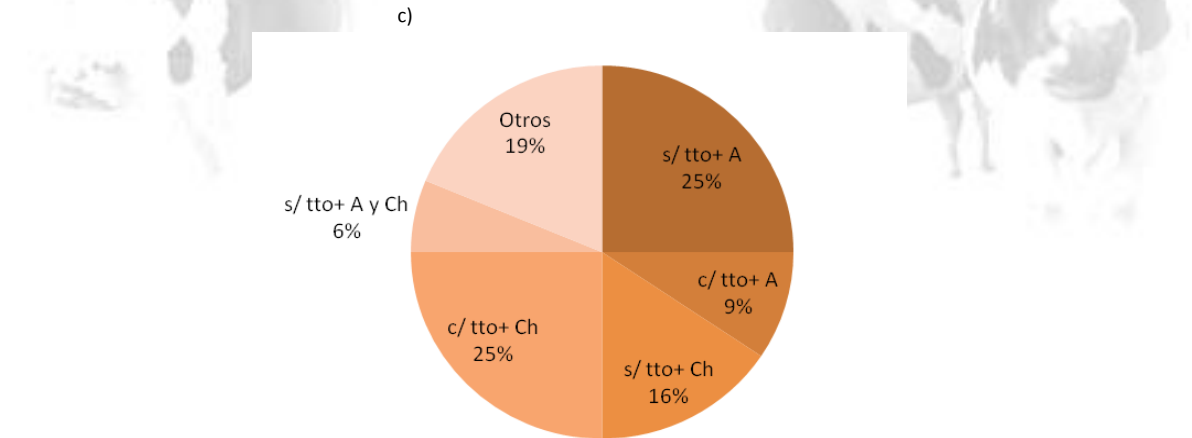


Figura 3. Presencia y tipo de sistemas de tratamientos (a) , lugar de vertimiento del efluente (b) y combinación de ambas variables (c) en las cuencas lecheras de Paso Severino.
Tto: tratamiento; A: arroyo; Ch : chacra.

Considerando cada cuenca, se analizaron los datos correspondientes a la carga animal utilizada para producción lechera y al tratamiento de efluentes (figura 4). Para ello, se separó a dicha carga en 5 rangos utilizando la regla de Sturges (1926) y en cada rango se señalaron los tambos con y sin tratamiento. Los establecimientos presentaron menos de 430 vacunos por tambo en todas las cuencas con excepción de la 3 y la 6. Esta última registro dos tambos en la tercera categoría de 430- 644 vacunos, ambos con tratamiento. Por otro lado, la cuenca 3 presentó tres tambos grandes, cada uno de ellos comprendidos en las 3 categorías mayores, el primero con 430, el otro con 1017 y el restante con 1310 vacunos. Todos los establecimientos de la 3 tuvieron separación de sólidos y tratamiento. En general, la mayoría de los tambos estuvieron contenidos en las 2 primeras categorías, 50% aproximadamente en cada una. Menos de 214 vacunos se registraron en las cuencas 5 y 9, en casi el 70% de la 2, el 25% de la 6 y una minoría de la 4. Con un rango de 215- 429 animales se ubicaron los tambos de la cuenca 1 y 8, la mayoría de la 4, un 25 % de la 6 y los restantes de la 2.

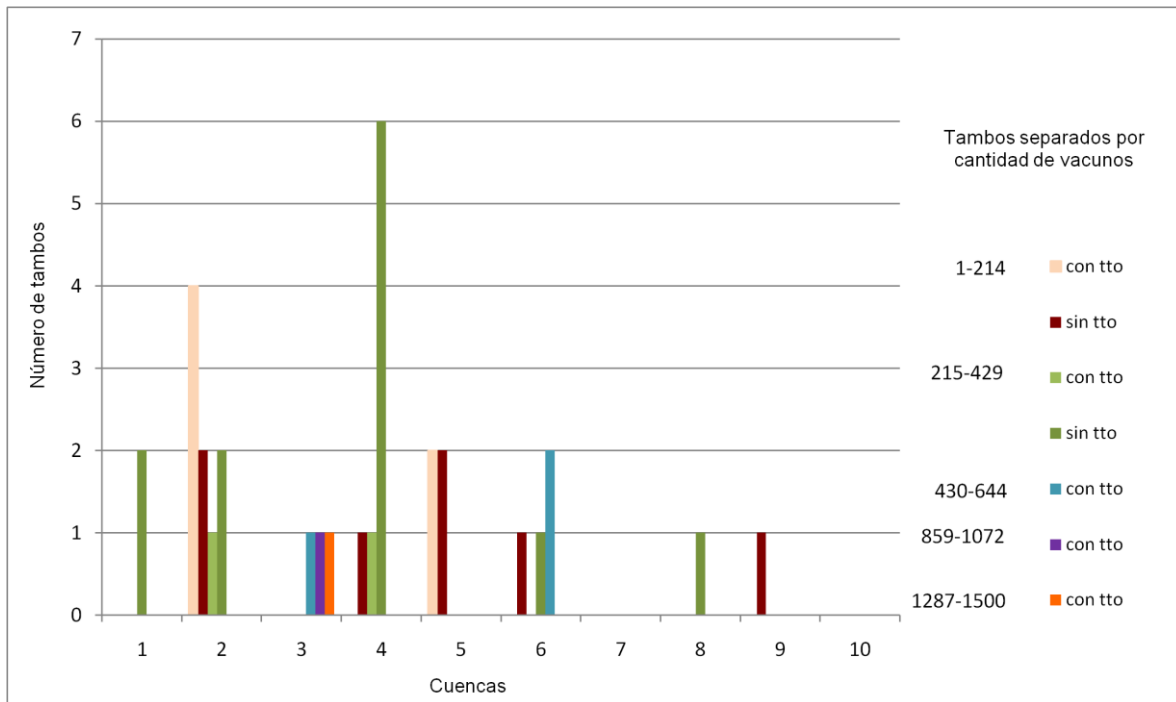


Figura 4. Establecimientos lecheros por cuenca agrupados según cantidad de vacunos y presencia/ausencia de tratamiento de efluentes. tto: tratamiento

Variables ambientales

Entre las variables fisicoquímicas analizadas en los cursos fluviales (tablas 3 y 4), la temperatura varió en el rango 6.8- 31°C reflejando la fluctuación estacional y el sombreado diferencial en los arroyos. El promedio anual de OD fue mayor en las cuencas 9, 10 y 7, seguidas por la 4 y 3. Las cuencas restantes presentaron promedios de oxígeno por debajo del rango descripto para aguas no contaminadas (Arocena & Conde, 1999). En la 8 el nivel de OD es inferior al considerado necesario para sostener formas de vida complejas como los peces y al permitido en la normativa nacional (5 mg/L en ambos casos) (González, 2008; Decreto 253/79). El pH (6.7- 8.4) estuvo siempre dentro de los estándares, la conductividad (70- 930 $\mu\text{S}/\text{cm}$) también fue menor en las cuencas 7 y 10 y máxima en la 1. Los promedios de caudal de la 1 y 2 fueron mayores a 160 L/s, los de las cuencas 4, 5 y 3 >100 L/s, los de 6 y 7 de 60 L/s apróx. y por último, los de 9, 8 y 10 menores a 50 L/s.

Tabla 3.
Medias y coeficientes de variación de las variables
físicoquímicas medidas in situ

OD: oxígeno disuelto
CV: coeficiente de variación

Cuenca	Temperatura (°C)		OD (mg/L)		pH		Conductividad (µS/cm)		Caudal (L/s)	
	Media	CV	Media	CV	Media	CV	Media	CV	Media	CV
	1	16,2	33,3	6,2	35,3	7,4	5,9	495,4	44,9	152,2
2	16,6	32,4	5,3	34,9	7,4	4,0	461,3	58,9	154,3	158,4
3	18,0	32,2	7,5	21,1	7,5	5,2	341,2	51,8	90,3	78,6
4	18,2	31,2	7,7	25,3	7,4	3,8	327,3	45,1	151,5	91,5
5	17,9	33,1	6,3	28,8	7,4	2,8	483,7	45,2	90,6	108,1
6	18,4	36,4	6,7	28,5	7,5	4,4	399,0	39,9	128,6	96,5
7	18,5	33,8	8,3	18,8	7,5	3,9	285,8	50,4	17,5	129
8	18,8	35,6	4,1	58,9	7,4	4,5	368,3	52,0	66,5	79,7
9	20,0	38,1	8,5	24,7	7,5	2,8	347,8	36,8	29,7	126,3
10	19,2	41,9	9,0	17,0	7,5	3,9	143,3	45,7	55,8	240,0

Los SST, la MOS y todas las formas de nitrógeno y fósforo analizadas, presentaron concentraciones menores en las cuencas 7, 9 y 10 con respecto a las demás (tabla 4). Los SST y la MOS tuvieron las mayores concentraciones en las cuencas 8, 2, 1 y 3.

En el NT, las mayores concentraciones estuvieron presentes en las cuencas 8, 1, 4 y 6 y para el NO₃ y NH₄ se registraron en la 4, 1 y 6 en el primer caso y 8, 2 y 4 en el segundo.

El PT registro valores muy superiores a los aceptables para cursos fluviales según los estándares nacionales de 25 µg/L (Decreto 253/79) incluso en la cuenca control donde hay un mínimo de actividad antrópica. Las cuencas 8 y 2 presentaron los valores mayores pero en el PRS fueron la 2, 4, 6 y 1. El % PRS con respecto al PT varió de 58.5% a 81.9% correspondientes a las cuencas 7 y 4 respectivamente.

Tabla 4.
Medias y coeficientes de variación de las variables fisicoquímicas medidas in situ
SST: sólidos suspendidos totales; MOS: materia orgánica en suspensión; NO₃: nitrato; NH₄: amonio;
NT: nitrógeno total; PRS: fósforo reactivo soluble; PT: fósforo total.
CV: coeficiente de variación

Cuenca	SST (mg/L)		MOS (mg/L)		NO ₃ (µg/l)		NH ₄ (µg/l)		NT (µg/l)		PT (µg/l)		PRS PO ₄ (µg/l)		PRS %	
	Media	CV	Media	CV	Media	CV	Media	CV	Media	CV	Media	CV	Media	CV	Media	CV
	1	148,9	191	130,9	213,5	559,2	130,8	61,7	115	1246,1	94,2	570,3	48,5	438,2	43,6	79,4
2	203,8	255,4	182,3	272	411,6	50,8	80,9	127	958	51	681,8	40,1	450,7	40,1	72,1	38,03
3	133,9	211,8	117	238,8	313,8	55,6	33,9	120	926,1	81,3	551,2	36,2	368,5	62,1	68,0	47,58
4	69,2	195,7	57,2	235,3	640,8	56,8	55,5	149	1224,5	49,5	566,9	49	448,1	40,2	81,9	20,41
5	65,2	223,2	55,7	256,1	249,2	55,9	33,5	228	838,1	110	447,2	41,6	329,6	52,4	75,5	35,73
6	100,9	276,3	97,9	282,1	543,6	67,6	37,6	77,5	1070,5	41,2	577,8	40,9	440	35,9	78,5	22,09
7	59,2	194,2	51,9	219,1	276,6	77,7	24,2	131	619,5	74,7	379,8	82,5	189,7	89	58,5	54,6
8	207,5	286,2	201,4	298,9	431,4	84,6	189,7	146	1382,7	81,3	796,8	60,8	402,3	65,4	60,6	53,87
9	59,2	234,2	52,9	269,8	68,3	90,7	19,4	144	355,7	128	104,8	79,2	49,2	84,4	61,7	81,99
10	55,7	257,5	55,3	269,1	30,7	125,3	10,6	133	270,1	114	49,8	94,1	21,5	71,7	65,0	105,1

Análisis de agrupamiento

A través de un análisis de cluster de las variables físico-químicas se identificaron 3 grupos con 60% de disimilitud (figura 5), el primer agrupamiento está conformado por las cuencas 9 y 10, el segundo por la 5 y 7 y el tercero por las restantes.

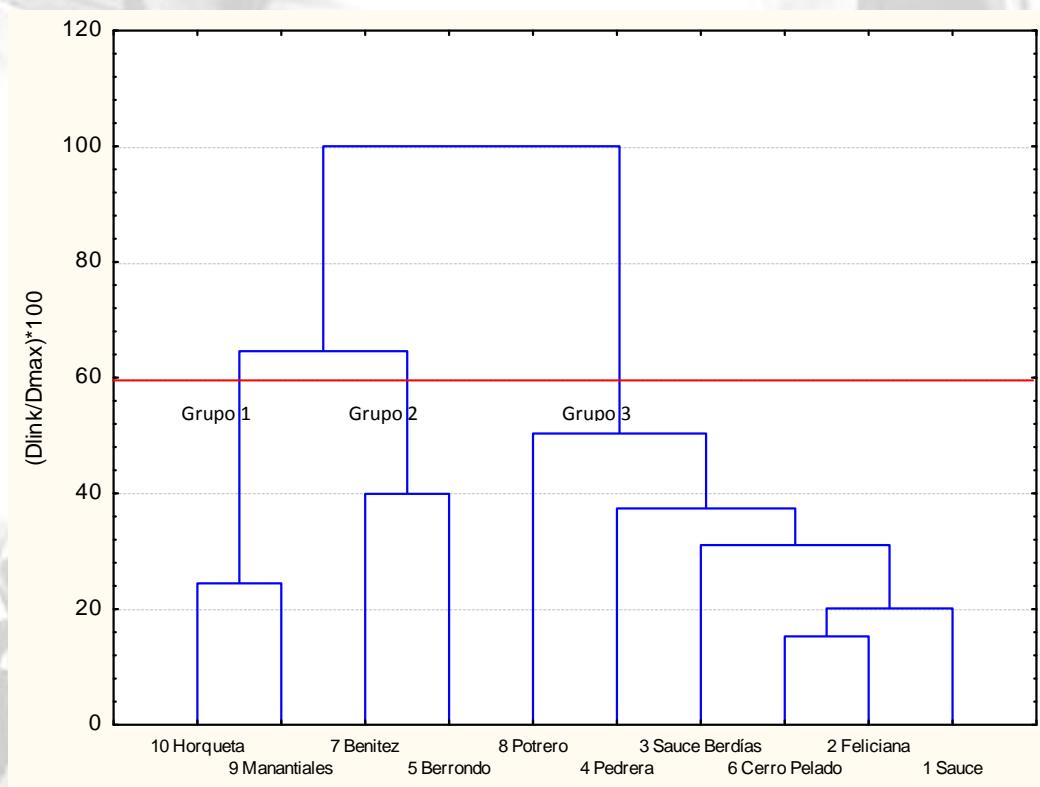


Figura 5. Agrupamiento de las cuencas según las variables fisicoquímicas analizadas. Se formaron tres grupos principales con un 40 % de similitud (línea sólida).

En general para estos grupos, tanto el OD como el pH fueron mayores en el grupo 1 y 2, mientras que los SST y los nutrientes presentaron las mayores concentraciones en el grupo 3, intermedias en el 2 y menores en el 1. Dentro del contexto paramétrico, se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) en el NT (F: 23.82) y NO_3 (F: 19.37) del grupo 1 con el 2 y 3, pero no entre éstos últimos. En el contexto no paramétrico, las diferencias correspondieron al PT (H: 6.98) y NH_4 (H: 7.02) entre el grupo 1 y el 3.

Correlaciones

Mediante el test de Spearman ($p < 0.05$) (ANEXO I), se encontraron correlaciones positivas de la temperatura con OD y pH, SST con MOS y NO_3 , NO_3 con NH_4 y NT, PRS con PT y NT con PRS y PT, del caudal con los nutrientes y SST. Además, se obtuvieron correlaciones negativas del OD con la conductividad, NH_4 , NT, PRS y PT, y del pH con SST, MOS y caudal.

Entre los indicadores de uso lechero, se registraron correlaciones positivas del número de órganos con NO_3 , NH_4 , NT, PRS y PT, y del uso de agua de limpieza con SST, NO_3 y NT.

Considerando los usos de suelo, se obtuvieron correlaciones positivas entre bosque y OD, entre el matorral con la temperatura y pH, entre la pradera y temperatura y entre el cultivo y suelo desnudo con NO_3 , NH_4 , NT, PRS y PT. Además, se registraron correlaciones negativas del bosque con el NH_4 y PRS.

Modelos de correlación

A partir de los resultados significativos dados por el test de Spearman, se analizaron las relaciones existentes entre las variables fisicoquímicas, los usos de suelo y los indicadores de actividad lechera (figuras 6- 10). Para ello se utilizaron los modelos lineales y no lineales que mejor explicaron el comportamiento de las variables (ANEXO II).

Se observó una tendencia lineal positiva entre el caudal y los nutrientes (figura 6), entre los SST y MOS (figura 7) y entre el nitrógeno y fósforo total (figura 8).

En segundo lugar, se analizaron las relaciones del cultivo y suelo desnudo con el NT, NO_3 , PT, PRS y caudal (figura 9), los cuales aumentaron con el uso de tierra. Esta relación se ajustó según el modelo MMF en todos los casos.

En tercer lugar, se analizó la relación del agua de limpieza y el NO_3 (figura 10), la misma fue positiva y representada mediante el modelo MMF.

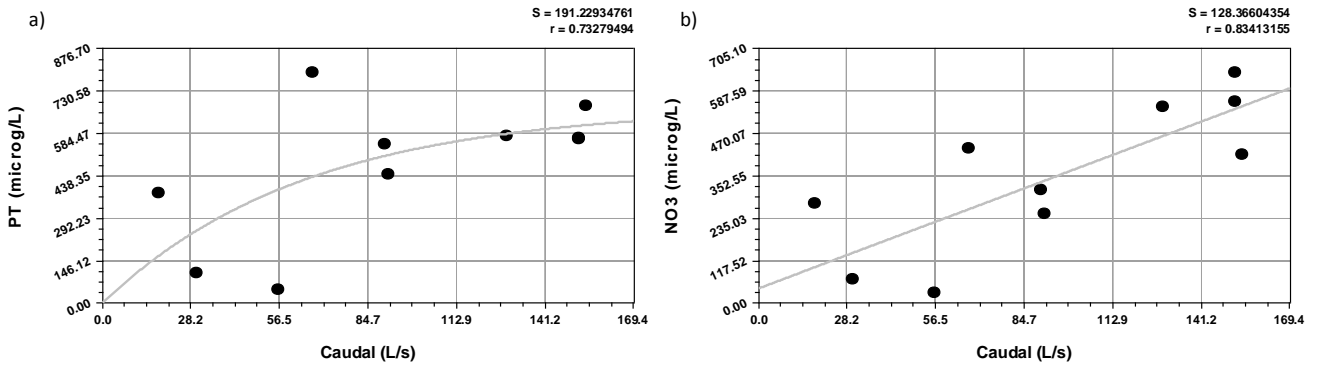


Figura 6. Relación entre el caudal y a) el fósforo total (PT) y b) nitrato (NO_3). Ambos correlacionados significativamente ($p < 0.05$) mediante el test de Spearman (ANEXO I) y ajustados al modelo de asociación exponencial en a) y lineal en b) (ANEXO II).

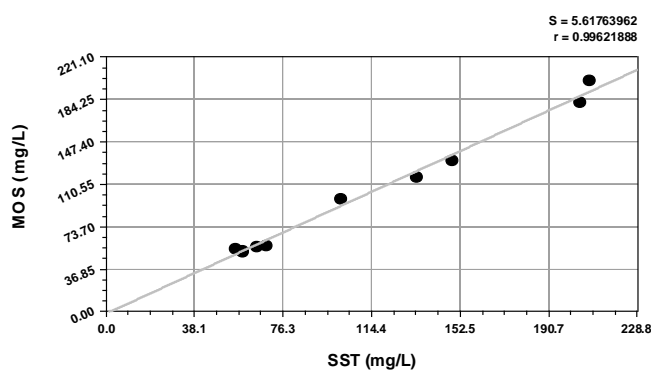


Figura 7. Relación entre los sólidos suspendidos totales (SST) y la materia orgánica en suspensión (MOS) correlacionados significativamente ($p < 0.05$) mediante el test de Spearman (ANEXO I) y ajustados al modelo lineal (ANEXO II).

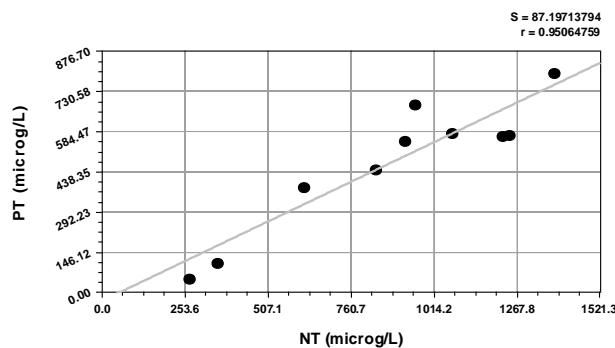


Figura 8. Relación entre el nitrógeno total (NT) y el fósforo total (PT) correlacionados significativamente ($p < 0.05$) mediante el test de Spearman (ANEXO I) y ajustados al modelo lineal (ANEXO II).

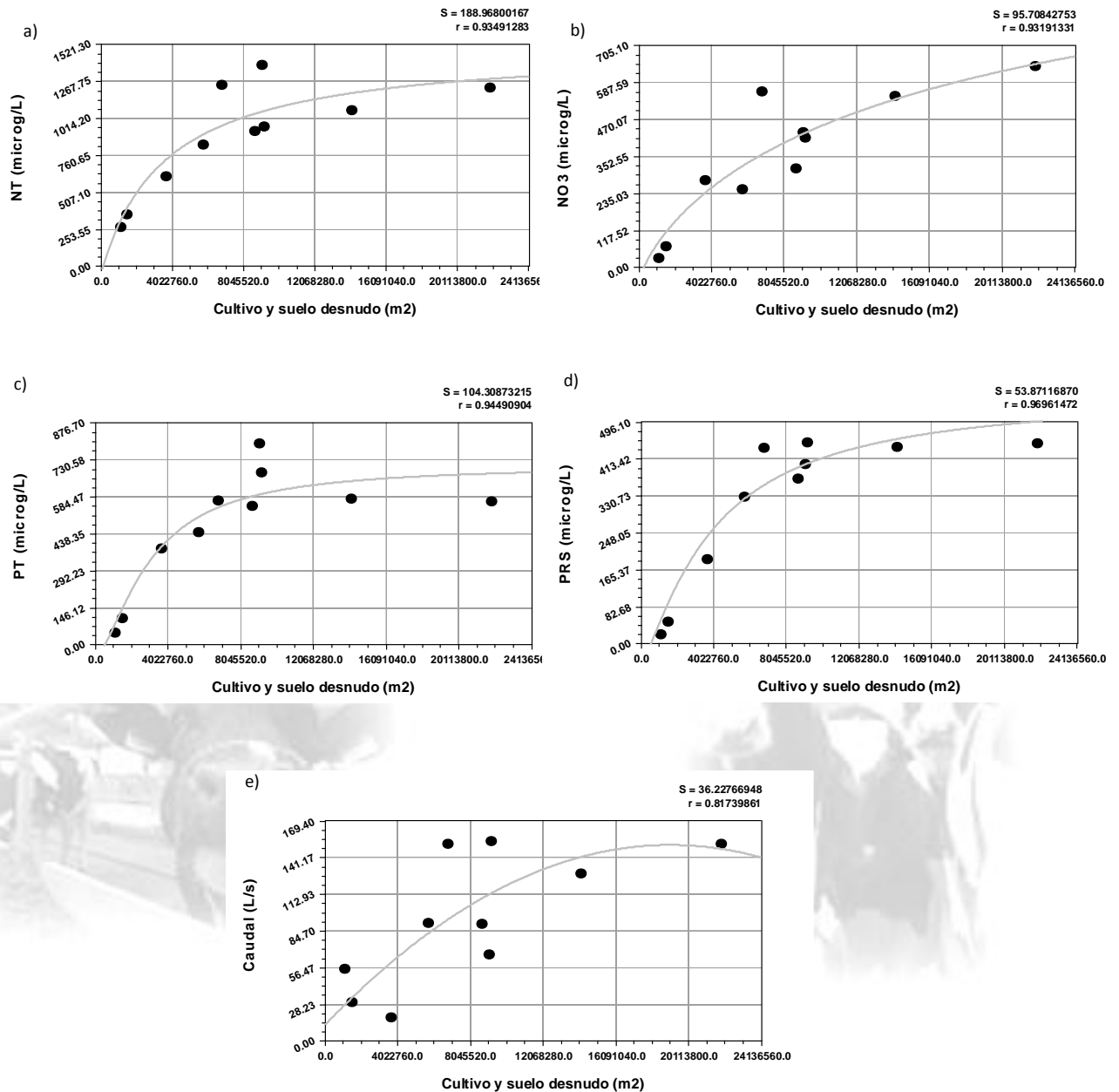


Figura 9. Variación del nitrógeno total (NT) (a), nitrato (NO₃) (b), fósforo total (PT) (c), fósforo reactivo soluble (PRS) (d) y caudal (e) con respecto al cultivo y suelo desnudo. Las variables se correlacionaron significativamente ($p < 0.05$) mediante el test de Spearman (ANEXO I) y se ajustaron al modelo MMF en a), b), c) y d) (ANEXO II).

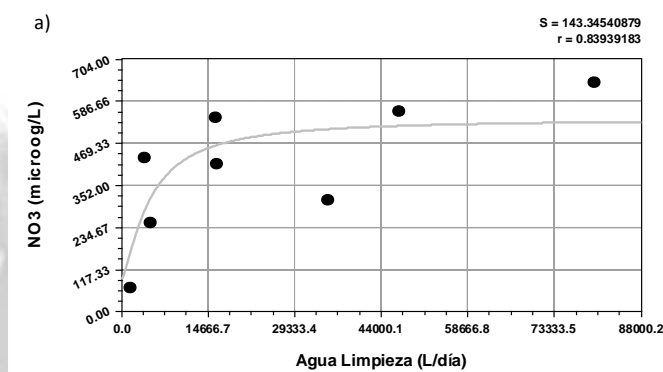


Figura 10. Variación del nitrato (NO₃) (a) con respecto al agua de limpieza, correlacionado significativamente ($p < 0.05$) mediante el test de Spearman (ANEXO I) y ajustado al modelo MMF (ANEXO II).

Calidad del agua en las cuencas

La clasificación de los cursos fluviales según el índice ICA- Santa Lucía (tabla 5 y 6) resultó en que las cuencas 7, 9 y 10 tuvieron calidad buena, la 3, 4, 5 y 6 regular y la 1, 2, y 8 calidad mala.

Tabla 5.
Clases de agua según el ICA- Santa Lucía
Fuente Arocena, R *et al*, 2008.

Clase	Calidad	ICA- Sta. Lucía
I	Buena	> 75
II	Regular	75 > ICA- Sta. Lucía > 50 50 > ICA- Sta. Lucía >
III	Mala	25
IV	Muy Mala	< 25

Tabla 6.
Clasificación de las cuencas según ICA- Santa Lucía.
Fuente Arocena, R *et al*, 2008.

Cuencas	ICA- Santa Lucía	Calidad
1- Sauce	43	Mala
2- La Feliciana	45	Mala
3- Sauce Berdías	60	Regular
4- La Pedrera	65	Regular
5- Berrondo	55	Regular
6- Cerro Pelado	50	Regular
7- Benítez	75	Buena
8- Potrero	33	Mala
9- Manantiales	78	Buena
10- La Horqueta	83	Buena

Carga de nutrientes y sólidos en suspensión

La carga de nutrientes y de sólidos que se transporta corriente abajo hasta el embalse Paso Severino repercute en las características fisicoquímicas y en la biota generando limitaciones en los usos que posteriormente se realice allí.

Se determinaron las cargas de PT, PRS, NT, NO₃ y SST (tabla 7). El fósforo en las cuencas 1 y 2 presentó los mayores valores de carga, por el contrario, las cuencas 7, 9 y 10 mostraron los valores menores. Tanto para el NT como para el NO₃, las cuencas 1, 2 y 4 presentaron los valores mayores y al igual que para el fósforo, las cuencas 7, 9 y 10 presentaron los valores menores. Por último, los SST se distribuyeron de la misma manera que el fósforo.

Tabla 7.
Cargas de nutrientes por cuenca

PT: fósforo total; PRS: fósforo reactivo soluble; NT: nitrógeno total; NO₃: nitrato; SST: sólidos suspendidos totales.

Cuenca	Área (km ²)	Carga PT (kg/día)	Carga PRS (kg/día)	Carga NT (kg/día)	Carga NO ₃ (kg/día)	Carga SST (kg/día)
1 Sauce	9,5	13,1	8,1	41,2	23,5	1445,9
2 Feliciania	15,9	12,2	7,5	16,1	6,7	1781,9
3 Sauce Berdías	18,0	5,2	3,8	9,5	2,9	588,2
4 Pedrera	34,2	7,0	5,7	15,3	7,2	488,1
5 Berrondo	8,8	4,8	3,8	9,8	2,2	419,9
6 Cerro Pelado	19,7	7,8	5,7	10,7	5,9	665,9
7 Benítez	5,4	0,7	0,3	1,0	0,6	51,1
8 Potrero	12,1	5,4	3,6	7,7	2,5	368,9
9 Manantiales	8,0	0,3	0,2	1,1	0,2	91,9
10 Horqueta	13,2	0,3	0,1	1,7	0,1	161,9

Coefficientes de exportación

Los coeficientes de exportación de nutrientes y sólidos tomaron los valores menores en las cuencas 7, 9 y 10 (tabla 8). Por el contrario, la 1 y 2 registraron los valores máximos, excepto para el NT que fue mayor en la 5 que en la 2.

Tabla 8.

Clasificación de los coeficientes de exportación de las cuencas.

PT: fósforo total; PRS: fósforo reactivo soluble; NT: nitrógeno total; NO₃: nitrato; SST: sólidos suspendidos totales.

Cuenca	Área (km ²)	Coeficientes de exportación (Kg/ha.yr)				
		PT	PRS	NT	NO ₃	SST
1 Sauce	9,55	5,02	3,11	15,73	9,00	552,87
2 Feliciania	15,94	2,80	1,73	3,70	1,53	408,05
3 Sau Berdías	17,96	1,06	0,78	1,93	0,58	119,53
4 Pedrera	34,23	0,75	0,61	1,63	0,76	52,06
5 Berrondo	8,77	1,99	1,57	4,06	0,91	174,76
6 Cerro Pelado	19,72	1,44	1,06	1,98	1,10	123,23
7 Benítez	5,37	0,50	0,19	0,71	0,41	34,72
8 Potrero	12,13	1,63	1,07	2,31	0,76	111,01
9 Manantiales	8,03	0,16	0,09	0,50	0,07	41,78
10 Horqueta	13,20	0,10	0,04	0,46	0,04	44,78

Análisis de agrupamiento

A través de un análisis de cluster, utilizando los coeficientes de exportación, se diferenciaron dos grupos con un 40% de disimilitud, estos agruparon a las cuencas 1 y 2 en el grupo 2 y a las restantes en el 1 (figura 11).

Dentro del contexto paramétrico ($p < 0.05$), se obtuvieron diferencias significativas en el PT (F: 19.02) y PRS (F: 12.64) entre ambos grupos y del NT (H: 4.36) y SST (H: 4.36) en el no paramétrico. Estas diferencias se representaron mediante BOX PLOT (figura 12) donde se observa en todos los casos que el grupo 1 presentó mayor coeficiente de exportación.

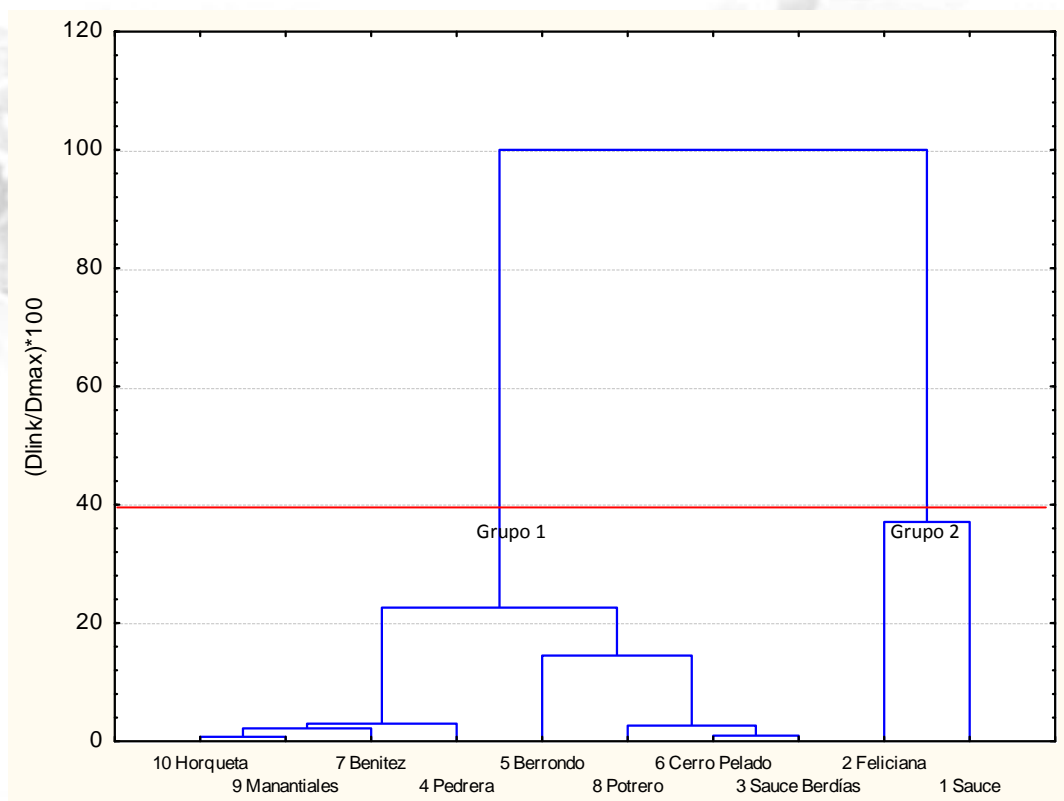


Figura 11. Agrupamiento de las cuencas según los coeficientes de exportación. Se formaron dos grupos principales con un 60 % de disimilitud (línea sólida).

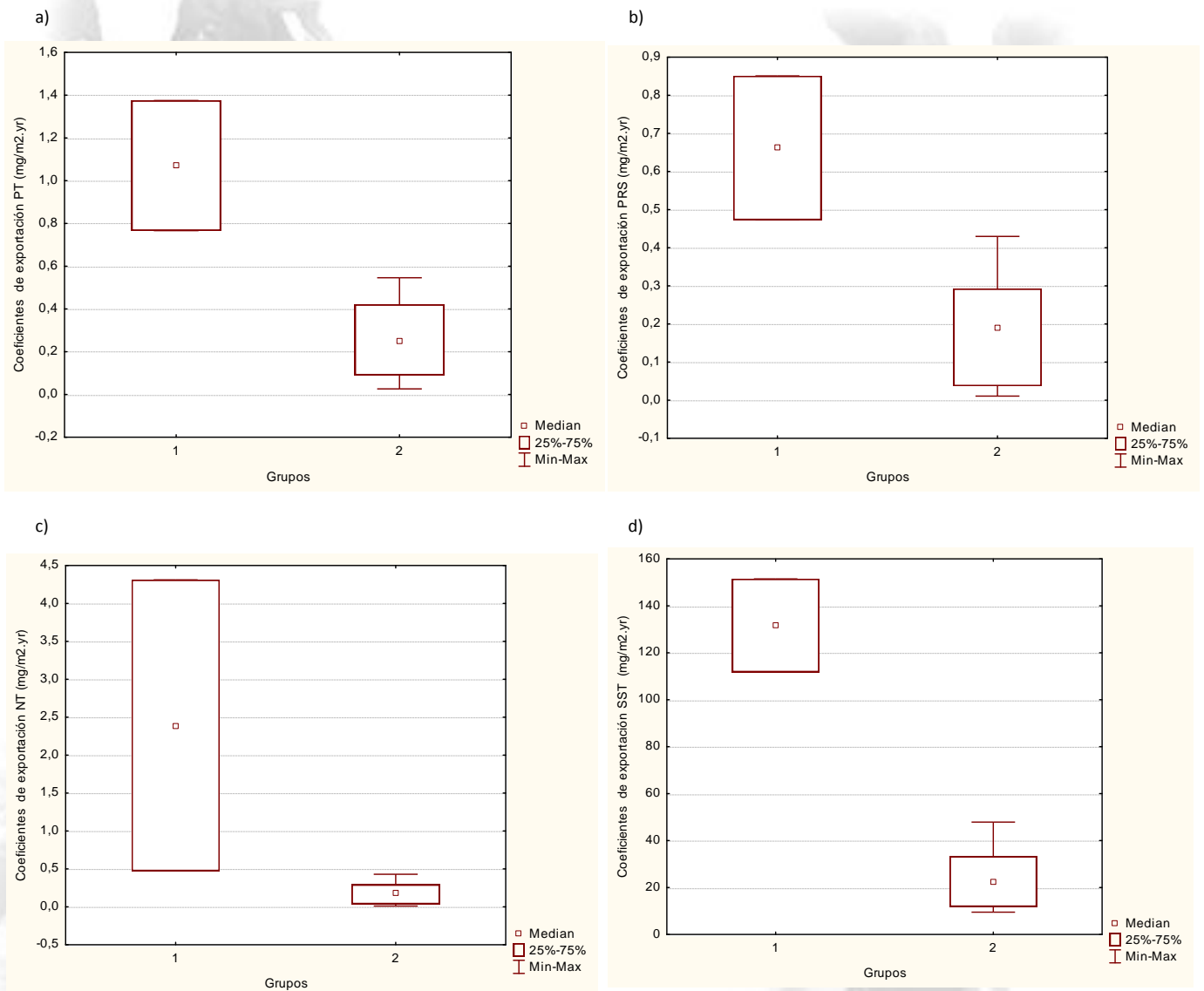


Figura 12. BOX PLOT representando los dos grupos obtenidos a través del análisis de cluster según los coeficientes de exportación: a) PT; b) PRS; c) NT y d) SST. El grupo 1 incluye las cuencas 1 y 2, el grupo 2 incluye las cuencas 3 a 10. PT: fósforo total; PRS: fósforo reactivo soluble; NT: nitrógeno total; SST: sólidos suspendidos totales.

Relación entre coeficientes de exportación, usos de suelo y desarrollo lechero

Se realizó un análisis de componentes principales (PCA) para representar el ordenamiento de las cuencas teniendo como variables a los coeficientes de exportación de nutrientes (PT, NO₃), SST, algunos usos de suelo (%matorral, %cultivo y suelo desnudo, %pradera, %forestación) y algunos indicadores de la intensidad de uso lechero (leche, agua de limpieza) (figura 13-14). Además, se utilizaron como variables complementarias, los coeficientes de exportación de PRS y NT, %bosque, %suelo superficial y ganado extensivo.

Se eligieron los 2 primeros valores propios que explicaron el 78% de la varianza del análisis, λ_1 : 5.77 (64.1%) y λ_2 : 1.23 (13.7%) (tabla 9). El factor 1 se

correlacionó con los coeficientes de exportación, con la producción de leche y con el cultivo y suelo desnudo (tabla 10). Estas variables se orientaron hacia el extremo negativo del eje. Por otro lado, se ubicaron los usos de suelo más naturales (matorral, bosque y pradera) dirigiéndose al extremo positivo (figura 13). El factor 2 se correlacionó positivamente con los otros usos de suelo (suelo superficial, forestación) y con el ganado extensivo. Las 10 microcuencas se ordenaron de tal modo que la 10, 7 y 9 se separaron del resto, debido principalmente, al menor coeficiente de exportación (figura 14). Considerando a estas tres, la 9 registro una cobertura más natural del uso de la tierra con presencia de matorrales y bosque y la 10 tuvo mayor cobertura de praderas. La cuenca 7 registró menor exportación de nutrientes y no manifestó actividad lechera sino más bien, ganadera extensiva y presencia de cultivos y suelo desnudo. Por otra parte, la 4 tuvo poca exportación de nutrientes y sólidos, un uso menos intensivo de la tierra pero mayor actividad lechera, debido a lo cual, se ubicó sobre el eje 2. Además, se observa la presencia de dos grupos intermedios, el primero formado por las cuencas 6 y 3 con mayor actividad lechera, menor exportación de nutrientes y sólidos y menor desarrollo de cultivo que el segundo grupo formado por las cuencas 8 y 5. Por último, las cuencas 1 y 2 se alejaron del resto debido a la alta exportación de nutrientes y sólidos, así como un intensivo uso de la tierra.

Tabla 9.
Valores propios del ACP por cada factor obtenido del análisis de las variables químicas, actividad lechera y usos de suelo de las 10 cuencas de estudio.

Factor	Valor propio	% Total de varianza	Valor propio acumulado	% varianza acumulada
1	5,773210	64,14678	5,773210	64,1468
2	1,232713	13,69681	7,005923	77,8436
3	1,090237	12,11374	8,096159	89,9573
4	0,618939	6,87710	8,715098	96,8344
5	0,231235	2,56927	8,946333	99,4037
6	0,029254	0,32504	8,975586	99,7287
7	0,021603	0,24004	8,997190	99,9688
8	0,002602	0,02892	8,999792	99,9977
9	0,000208	0,00231	9,000000	100,0000

Tabla 10.

Aporte de las variables activas y suplementarias del ACP a los dos primeros factores (72.7 % de la varianza acumulada).

PT: fósforo total; NO₃: nitrato; SST: sólidos suspendidos totales; cult+sdes: cultivo más suelo desnudo; PRS: fósforo reactivo soluble; NT: nitrógeno total; Aglimp: agua de limpieza; S. sup: suelo superficial; Ganado ext.: ganado extensivo.

*: variables suplementarias.

Variable	Factor 1	Factor 2	Factor 3
PT (mg/m2.yr)	-0,981242	-0,118888	-0,063164
NO3 (mg/m2.yr)	-0,947361	-0,106654	-0,004058
SST (mg/m2.yr)	-0,798708	0,014852	-0,361017
Leche (l/día)	-0,750859	0,622865	-0,084406
Aglimp (l/día)	-0,769730	0,625158	-0,078389
Matorral (%)	0,681174	0,280873	-0,535850
Cult+sdes (%)	-0,854553	-0,313319	0,296394
Pradera (%)	0,887023	0,116295	-0,150446
Forestación (%)	0,370952	0,487459	0,738248
*PRS (mg/m2.yr)	-0,990620	0,017230	-0,024956
*NT (mg/m2.yr)	-0,901301	-0,009342	-0,127083
*Bosque (%)	0,553727	0,083932	-0,515221
*S.sup (%)	-0,035923	0,307658	0,391509
*Ganado ext.	-0,488807	0,783887	-0,017173

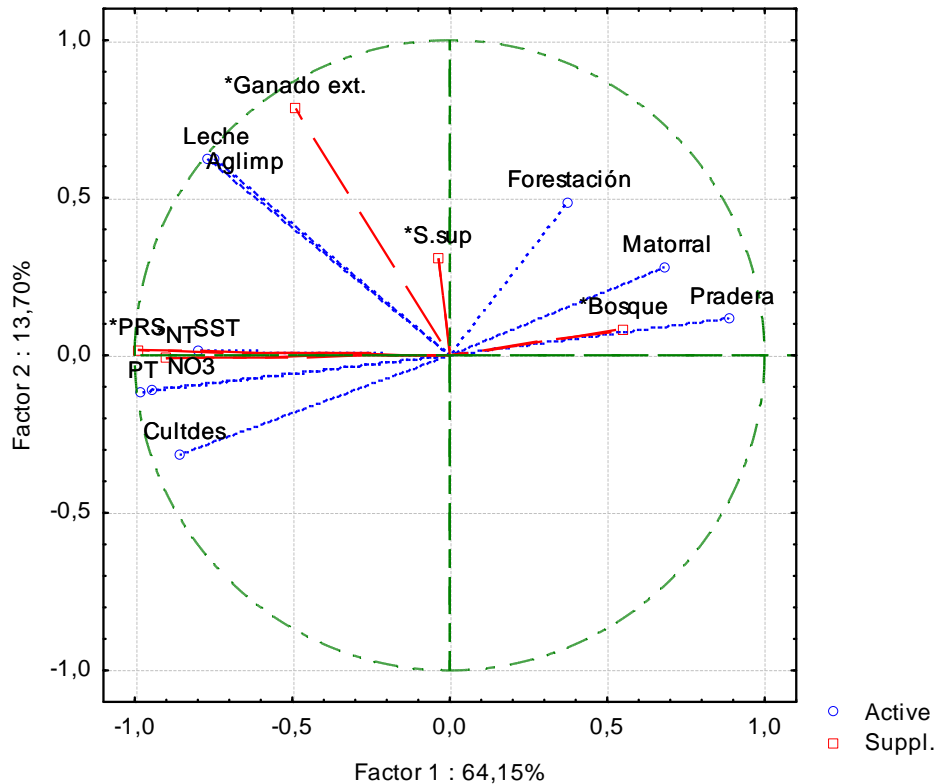


Figura 13. Análisis de componentes principales (ACP) correspondientes al factor 1 y 2. Se utilizaron las siguientes variables activas: coeficientes de exportación: Fósforo total (PT), Nitrato (NO₃) y Sólidos suspendidos totales (SST); usos de suelo: % matorral, % cultivo y suelo desnudo, % pradera, % forestación; indicadores de uso lechero: leche y agua de limpieza (Ag limp), se utilizaron además variables complementarias: coeficiente de exportación de Fósforo reactivo soluble (PRS) y Nitrógeno total (NT); % bosque, % suelo superficial y ganado extensivo.

*: variables suplementarias; Suppl: supplementary; SST: sólidos suspendidos totales; NO₃: nitrato; NT: nitrógeno total; PRS: fósforo reactivo soluble; PT: fósforo total; Norg: numero órganos; cultivo+sdesnudo: cultivo más suelo desnudo; s.sup: suelo superficial; Ganado ext.: ganado extensivo.

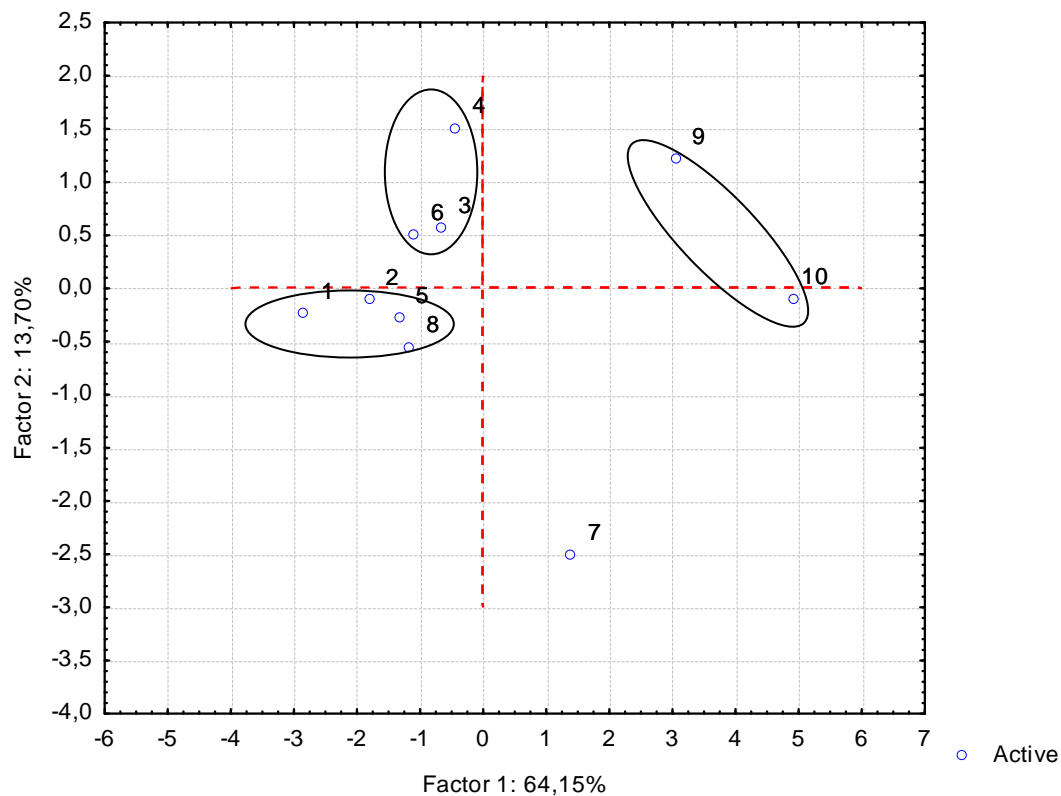


Figura 14. Análisis de componentes principales (ACP), ordenamiento de las cuencas en respuesta a las variables analizadas con respecto a los factores 1 y 2.

Discusión

La superficie dedicada a cultivos y con suelos desnudos fue mayor a la dedicada a otros usos en todas las cuencas, encontrándose hasta 85% de cobertura con excepción de la 9 y 10, lo que puede generar riesgo de erosión promoviendo el arrastre de partículas y nutrientes hacia los cursos fluviales (Mundy *et al.*, 2003). Sin embargo, las superficies con usos de suelo naturales (pradera y matorral) estuvieron restringidas a las cuencas 9 y 10. Esto indica un fuerte avance de la actividad antrópica y la destrucción de áreas naturales en favor del desarrollo de la industria agropecuaria. Las actividades predominantes fueron, en menor medida, la ganadería extensiva en todas las cuencas y como actividad principal la ganadería intensiva bajo pastoreo para producción lechera en ocho de las mismas. En los procedimientos implícitos en la actividad lechera se encontró que el número de órganos fue proporcional a los vacunos de ordeño, sin embargo, el volumen del agua de limpieza fue independiente del número de vacas o área de la instalación por lo que estaría asociado a consideraciones particulares de cada productor.

Los sistemas de tratamiento de efluentes en los tambos consisten en general, en separadores de sólidos y estiércol a continuación de la sala de ordeño, el líquido resultante se dirige posteriormente a sistemas de lagunas ubicadas en cadena, la laguna anaeróbica, facultativa y aeróbica en este orden. Menos común pero más completo lo es incorporar luego, una laguna de maduración y humedales (MVOTMA *et. al.*, 2000). Estos sistemas se construyen para reducir la carga orgánica que llega a la tierra o directamente al arroyo. Según las prácticas descritas por los productores, se observó que los sistemas de tratamiento fueron incompletos en el 91% de los predios e inexistentes en el 6% de los mismos y en el 40% el efluente era volcado directamente al arroyo (figura 3). Las prácticas no fueron uniformes en las cuencas, presentando en algunos casos desde maniobras sencillas como la separación de sólidos en los sitios de ordeño hasta más costosas como pozos, piletas, lagunas y tajamares. Por lo menos una vez al día, la sala de ordeño y los corrales de espera eran limpiados con agua arrastrando el estiércol, la orina y otros materiales. Solo en el 50% de los casos (figura 3.a) se produjo separación de sólidos antes de mojar estas superficies. Estas prácticas inadecuadas generaron en 2 oportunidades la colmatación de los sistemas de tratamiento debido a la mayor carga orgánica del efluente. Considerando las dimensiones de los establecimientos según las cuencas, los establecimientos de pequeña y media carga animal menores a 430 vacunos (figura 4) constituyeron más del 80% del total de los tambos. En estas categorías, el 70% no presentaba ningún tipo de tratamiento. Sin embargo, en los establecimientos de mayor número animal se constató tratamiento lo que señaló una informalidad en tambos de menor carga animal. Los esfuerzos de las autoridades uruguayas por revertir esta situación han sido de carácter aislado (Sosa, 2002) y no han alcanzado a muchos de los productores en cuestión. Además, resulta necesario señalar la importancia de establecer un mayor compromiso de los productores con el ambiente debido a que prácticas fáciles de implementar como la separación de sólidos se realizaron en el 33% y 14% en ambas categorías. Esta medida evita que los desechos lleguen por escorrentía a los cursos de agua ya que en aquellos sitios en los que no se aplica, se procede a la limpieza de las salas con agua a presión y se lo deja correr hacia el campo.

A través de las variables fisicoquímicas analizadas en los arroyos se formaron 3 grupos (figura 5) con características particulares. Estos grupos presentaron diferencias en la concentración de OD, nutrientes, MO y sólidos suspendidos totales. En el grupo 1 prevaleció una menor concentración de nutrientes, MO y sólidos suspendidos totales y tuvo mayor presencia de OD, lo contrario sucedió en el grupo 3 y el caso intermedio en el grupo 2. Debido a estas características y al análisis de los usos del suelo y actividad lechera (figuras 2 y 4)

se clasificaron los grupos según intensidad de uso lechero, el primero correspondió con intensidad de uso lechero bajo o nulo, el segundo con intensidad media y el último con intensidad alta. La mayor producción lechera en las cuencas del grupo 3 pudo haber generando un aumento en la vulnerabilidad en el suelo promoviendo el arrastre de partículas sólidas con la escorrentía y los efluentes directos de los tambos. Estos últimos, tienen gran carga orgánica y como ya ha sido señalado por los autores Nijboer & Verdonshot (2004) en este tipo de efluentes, una alta carga orgánica posiblemente generó mayor actividad de descomposición lo que podría explicar la baja concentración de OD. En este mismo grupo, el aumento de las concentraciones se debió, en algunos casos, al gran número de tambos, muchos de los cuales no tenía tratamiento, como fue el caso de la cuenca 2 y en otros situaciones, a la cercanía al curso fluvial, como en la 1, lo que resultó además, en la presencia de los animales en el arroyo en busca de agua promoviendo la desestabilización de las orillas y el aumento de las deposiciones fecales y la orina. Las cargas contenidas en cada curso siguieron el mismo patrón que las variables fisicoquímicas, por lo que las agrupaciones de las mismas siguen un patrón similar al de las concentraciones generando eutrofización en el embalse aguas abajo.

La superficie de cultivo y suelo desnudo, así como el agua de limpieza fueron las variables que mejor se correlacionaron con los nutrientes (figuras 9 y 10). Dentro de estas, la agricultura fue el factor predominante de aporte de nutrientes y sólidos, lo cual, estuvo en concordancia con otros estudios (Strayer *et al.*, 2003; Dodds & Oakes, 2004; Basset- mens *et al.*, 2005; King *et al.*, 2005; Poor & McDonnell, 2007; Somura *et al.*, 2012). El aporte de fertilizantes y el aumento de la exposición a la intemperie de la capa superficial del suelo son fenómenos que pudieron haber generado la degradación del suelo haciéndolo más vulnerable al efecto de las precipitaciones. Esta situación ya ha sido señalado por los autores Quilbe *et al.* (2006) y Yusop *et al.* (2006) al estudiar el aumento de pérdidas de nutrientes en sistemas con cobertura vegetal degradada. Los autores Elozegi & Sabater (2009) describieron como la lluvia generaba un aumento del caudal en los cursos fluviales, este fenómeno podría explicar la relación positiva encontrada entre el caudal y la superficie de cultivo (figura 9.e). Mediante la escorrentía se arrastran partículas sólidas y materia orgánica con nitrógeno, fósforo y las formas solubles de estos nutrientes (Barreto, 2008). Las partículas sólidas y la materia orgánica en suspensión presentaron una relación lineal positiva (figura 7) lo que podría significar que la erosión del suelo arrastra además la materia orgánica y que los mismos una vez en el curso podrían favorecer la actividad microbiana de descomposición liberando nutrientes y reduciendo la concentración de OD por la alta respiración. Los nutrientes totales presentaron también una relación lineal

positiva entre ambos (figura 8) indicando un aporte desde la cuenca en igual proporción de los mismos. Esto último, podría generar un aumento de la actividad autótrofa ya que no estaría limitada por ningún nutriente. Los nutrientes disueltos, si bien son más móviles que las formas totales, su mayor presencia en el suelo, originada por la falta de captación de la vegetación en períodos post-cultivo y mientras el suelo permanece descubierto, las hace vulnerables a las corrientes superficiales y subsuperficiales, lo cual podría explicar la relación positiva significativa encontrada entre estos y el cultivo (figura 9).

El agua de limpieza resulto ser la otra fuente de nutrientes sobre todo disueltos como el NO_3 (figura 10), lo cual pudo deberse a la orina de los animales. La contribución de los establecimientos con material disuelto en forma principal ya ha sido descrito por Withers & Jarvie (2008).

Desde el punto de vista ecológico, se distinguen tres grandes estados tróficos en los cuerpos de agua, oligotrófico, mesotrófico y eutrófico, para ello se considera la productividad primaria, la biomasa algal y las características fisicoquímicas del agua. Cuando estos factores se encuentran en baja proporción, se considera que el sistema es oligotrófico mientras que cuando son altos, el sistema es eutrófico, siendo el mesotrófico el estado intermedio. Las actividades antrópicas favorecen los componentes que promueven el pasaje a un estado más productivo y que se los denomina factores de eutrofización. El estado trófico afecta el metabolismo del sistema, en el mismo se distinguen dos estados metabólicos, el autótrofo y el heterótrofo (Dodds, 2006), los factores de eutrofización favorecen el metabolismo autótrofo. Este último tiene que ver con la productividad autóctona del arroyo donde la luz y los aportes de nutrientes son captados por los productores primarios. Por el contrario, el metabolismo heterótrofo incluye la respiración del sistema y los flujos de carbono, los cuales se vinculan con los aportes de material particulado alóctono proveniente de la cuenca. Los sistemas fluviales suelen presentar mayor actividad heterótrofa debido a la gran conexión con el ambiente terrestre y las características hidromorfológicas del curso como el caudal continuo, la sombra del monte ripario y los aportes de hojarasca. La intensificación de los usos de la cuenca puede generar cambios en los aportes que reciben los arroyos aumentando el metabolismo autótrofo por medio del mayor aporte de nutrientes y materia orgánica y la mayor exposición a la luz y el calor. Es por ello, que se analiza el estado trófico de los sistemas naturales para evitar un cambio hacia un estado eutrofizado, este monitoreo se realiza a través de la cuantificación de algunos factores donde el nitrógeno y fósforo en sus formas totales han estado mejor correlacionados con la producción primaria (Dodds, 2007). Existen varias

legislaciones en USA, Canadá y Europa que consideran el fenómeno de la eutrofización, el cual, se ha hecho creciente con el aumento de la actividad antrópica en las cuencas (Dodds *et al.*, 1998). Se han desarrollado maneras de medir o estimar la producción primaria para determinar en qué estado se encuentra el sistema, la primera es la concentración de los nutrientes totales, especialmente nitrógeno y fósforo (Newall & Tiller, 2002) y la segunda es la elaboración de índices fisicoquímicos (Tsegaye *et al.*, 2006) que integran y simplifican la información.

Teniendo en cuenta el primer criterio, los autores Camargo & Alonso (2007) y Dodds (2007) definieron límites para separar los estados tróficos según los nutrientes más influyentes, nitrógeno y fósforo. En el NT los mismos corresponden a 500 µg/L y 329 µg/L para separar el estado oligo- mesotrófico, 1000 µg/L y 659 µg/L para el meso-eutrófico. En el PT, Dodds (2007) estableció 25 µg/L y 58 µg/L para separar estas categorías, la USEPA (2001) definió un valor de referencia para prevenir la eutrofización en regiones con actividad lechera de 540 µg/L para el NT y 33 µg/L para el PT. Considerando el NT, en general el grupo 3 (figura 5), de uso más intensivo y que contuvo a la mayoría de las cuencas con producción lechera, se encontró en estado de eutrofización y según el criterio de la USEPA que es el que pone un umbral más bajo, también el grupo 2 quedó contenido en esta categoría, resultando estar eutrofizadas todas las cuencas con uso ganadero extensivo y ganadero intensivo bajo pastoreo para producción lechera. Según Camargo & Alonso (2007), el grupo 1 se clasificó como oligotrófico pero siguiendo el criterio de Dodds (2007), solo lo estuvo la cuenca control. La mayoría de las cuencas de Paso Severino resultaron estar con riesgo de eutrofización debido a la gran concentración de PT según dichos autores y la normativa nacional, esta última, estableció un valor de referencia de 25 µg/L para cuencas de uso agrícola (Decreto 253/79). Sin embargo, solo la cuenca control se clasificó como mesotrófica según el criterio de Dodds (2007).

Los índices de calidad de agua integran en un único valor o categoría de calidad la relación entre las variables fisicoquímicas más influyentes en el estado general del curso. Este índice, si bien, pierde la información que cada componente brinda por separado, tiene la ventaja de categorizar la calidad del agua de menor a mayor grado de contaminación y de esta manera, ser más entendible para el lector en general. El ICA- Santa Lucía clasificó a las cuencas del grupo 3 (tabla 6) como calidad de agua de mala a regular, las del grupo 1 con uso más natural, presentaron calidad buena y las del grupo 2, con intensidad intermedia, calidad regular y buena. En este caso, la cuenca de uso exclusivamente ganadero extensivo (cuenca 7) presentó calidad buena y la otra cuenca (cuenca 5) con uso ganadero

intensivo para producción lechera tuvo calidad regular. En nuestro estudio, las categoría de estado trófico y el índice de calidad de agua reflejaron un mayor impacto en la agrupación 3 del cluster que contuvo a las cuencas de uso ganadero intensivo para producción lechera, lo cual se podría deber a la alta intensidad de uso de suelo que tiene este tipo de producción.

A continuación se presentan los datos bibliográficos de coeficientes de exportación en cuencas con similares usos de suelo a los de Paso Severino (tabla 11).

Tabla 11.
Clasificación de los coeficientes de exportación de cuencas según la bibliografía.
PT: fósforo total; PRS: fósforo reactivo soluble; NT: nitrógeno total; NO₃: nitrato; SST: sólidos suspendidos totales.

Usos del suelo	Autor	PT	PRS	NT	NO ₃	SST
				(kg/ha.yr)		
Lechería intensiva	Este estudio_ Grupo 1 (fig. 5)	2,1	1,4	4,5	2,3	227,8
	Wilcock <i>et al.</i> (1999)	1,2	0,5	35.0	29,3	142.0
	Baginska <i>et al.</i> (1998)	6,4		6.0		
	McDowell & Wilcock (2008) ^a	0,1- 5.0		7,0- 54.0		
Lechería extensiva	Baginska <i>et al.</i> (1998)	2,0		4,0		
Lechería y ganadería extensiva	Este estudio_ Grupo 2 (fig. 5)	1,2	0,9	2,4	0,7	104,7
	Jorgensen & Vollenweider (2000)			5,0- 12.0 ^b		
Cultivos	DINAMA- JICA (2011)	0,7		7,5		
Áreas naturales	Este estudio_ Grupo 3 (fig. 5)	0,1	0,3	0,3	0,1	43,3
	Jorgensen & Vollenweider (2000)	0,1-0,4 ^b		3,0- 8.0 ^b		
		0,6-0,1 ^c		2,2- 6.0 ^c		

^a: solo las del rango de tamaño similar y pendiente llana (flat)

^b: cuencas sedimentaria

^c: cuencas igneas

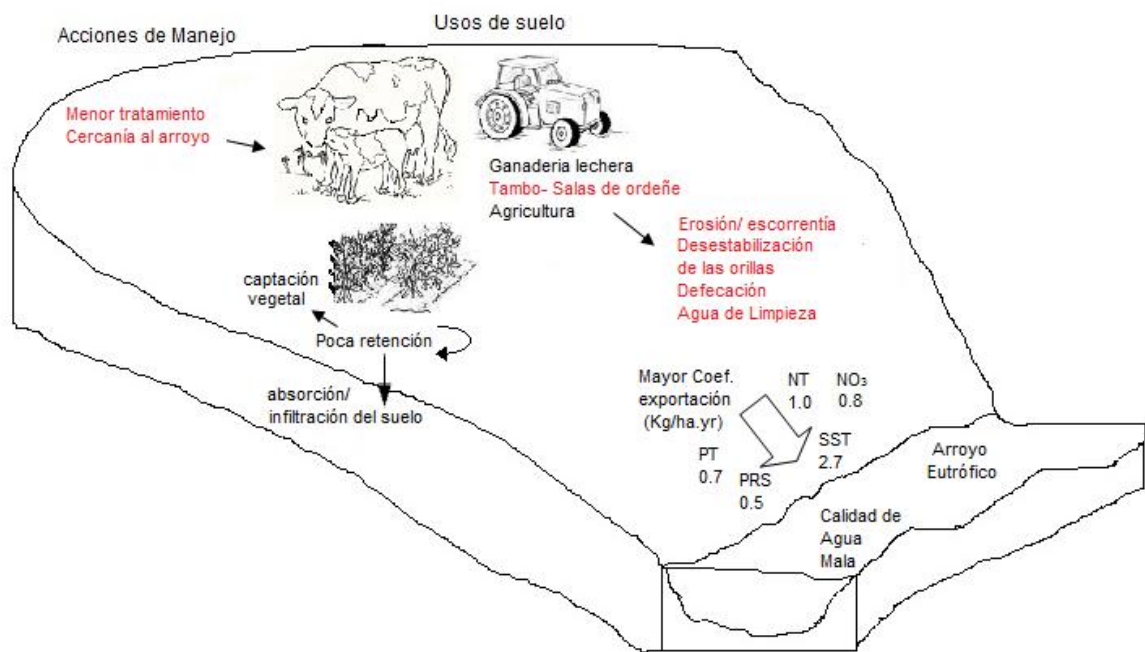
Los grupos formados según la fisicoquímica y uso de suelo no mantienen las mismas características que los formados por los coeficientes de exportación (figuras 11 y 12), solo el grupo con menor intensidad de producción es el que tiene menor exportación. Esto último, puede deberse al uso de suelo más natural que se extiende por toda la cuenca, en el resto se establecen otras situaciones. Por un lado, la cuenca ganadera extensiva se mantuvo con exportación intermedia pero la cuenca 5, con actividad ganadera intensiva para producción lechera tuvo exportación alta, junto con aquellas donde prevalece dicha actividad en tambos de pequeño porte pero sin tratamiento. La cuenca de uso mixto corresponde a la cuenca del río Santa Lucía (tabla 11), en donde Paso Severino constituye una de las subcuencas, en la misma se registraron otros usos de suelo como el ganadero extensivo, cultivos, forestación y centros poblados. La exportación de esta cuenca es menor para el PT que en Paso Severino pero mayor para el NT que la mayoría de

las cuencas excepto la 1. Considerando otras cuencas con producción lechera según la bibliografía cabe resaltar la escasez de datos correspondientes a Latinoamérica, los analizados en el presente estudio son los primeros reportados para Uruguay en cuencas de uso ganadero intensivo para producción lechera. En cuanto al PT, cabe destacar que las cuencas estuvieron dentro del rango encontrado por McDowell & Wilcock (2008) para cuencas con producción lechera en Nueva Zelanda. Sin embargo, la cuenca 1 fue similar a la encontrada por Baginska *et al.* (1998) correspondiente a un uso muy intensivo de producción lechera y las demás a cuencas con uso ganadero extensivo. En Nueva Zelanda, Wilcock *et al.* (1999) estudiaron la exportación de PT de una cuenca lechera intensiva donde más del 70% estuvo dedicado a ese rubro, solo dos de las cuencas lecheras de Paso Severino tuvieron valores menores al expresado en dicho trabajo. En la misma región, Monaghan *et al.* (2007) analizaron una cuenca cuyo uso lechero representaba un tercio del total y el resto usos menos intensivos, la exportación de PT fue menor al de las cuencas de estudio excepto para aquellas con usos de suelo más naturales. Jorgensen & Vollenweider (2000) utilizaron una clasificación de exportación de cuencas según el uso de suelo basada en datos bibliográficos, según el cual, la exportación de PT en cuencas con uso de suelo natural comprendió a la encontrada en este trabajo para este tipo de uso. El PRS cuenta con menor disponibilidad de datos a pesar de ser un nutriente importante en la producción primaria del sistema acuático, en nuestro estudio todas las cuencas lecheras tuvieron mayor exportación que la cuenca intensiva reportada por Wilcock *et al.* (1999) y la de Monaghan *et al.* (2007) lo que indica que hay mayor disponibilidad de este nutriente en el agua y también que la captación del mismo por la cobertura del suelo es insuficiente para reducir su exportación. Para el NT se observó un coeficiente de exportación menor que los sistemas lecheros reportados por la bibliografía excepto para la cuenca 1 cuya exportación fue similar a la expresada por Wilcock *et al.* (1999) para cuencas con producción lechera intensiva y para cuencas con cultivos (Jorgensen & Vollenweider, 2000). El resto tuvo exportación similar o menor al reportado por estos autores para cuencas con florestas y pastos siendo las de uso más natural y ganadero extensivo las que presentaron menor valor. Esto podría deberse a la desnitrificación del suelo junto con la mayor captación por la cobertura vegetal. Los suelos uruguayos han sido históricamente deficientes en P por lo que la fertilización con dicho nutriente ha sido abundante obteniendo suelos saturados del mismo (Risso *et al.*, 1996), lo que podría explicar la mayor exportación de fósforo en comparación con el nitrógeno. Considerando el NO_3 , la situación es similar al NT aunque los datos bibliográficos son escasos y solo correspondientes a los reportados por Wilcock *et al.* (1999), el cual obtuvo valores

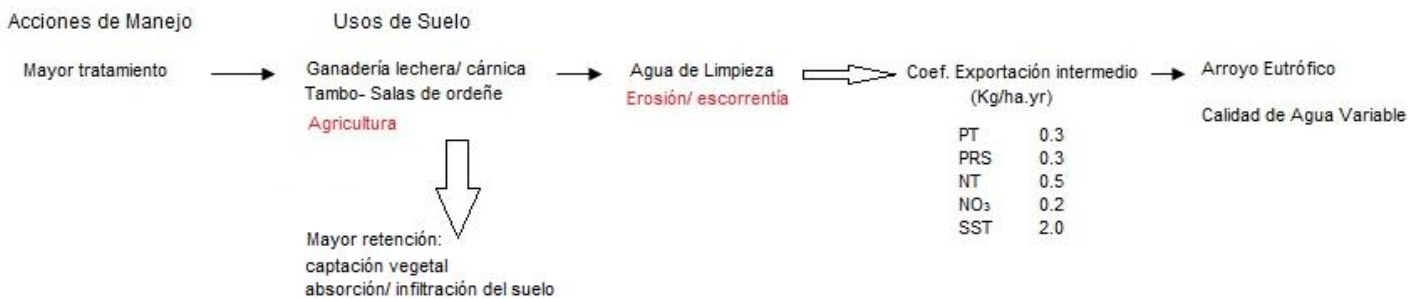
mayores a los de Paso Severino excepto para la 1. Según este mismo autor, los coeficientes de exportación de SST fueron ampliamente superados por las cuencas 1 y 2 y similares a la 5, el resto presento valores menores. Lo que significa que hubo mayor erosión por parte de estas dos cuencas, que en general, presentaron también altos valores de exportación y niveles fisicoquímicos, junto con la perdida de sólidos se produjo además el transporte de nutrientes hacia el curso fluvial generando riesgos de eutrofización.

A través del análisis de los resultados las cuencas estudiadas se determinaron tres categorías. La categoría A, de mayor intensidad de uso de suelo que contuvo a las cuencas 1 y 2, la categoría B de uso ganadero extensivo e intensivo para producción lechera con las restantes cuencas con ganado y la categoría C de uso natural que incluyo a las cuencas 9 y 10 (figura 15). A través del análisis fisicoquímico, de uso del suelo y la bibliografía pertinente se pudieron diferenciar los procesos o actividades que mayor influyeron en aumentar el coeficiente de exportación y que en la figura 15 aparecen coloreados de rojo, el grosor de las flechas destaca la intensidad en la dinámica de transferencia entre los compartimentos del sistema. Para la categoría A, las actividades más influyentes fueron la agricultura que debido a su intensidad genero mayor erosión y escorrentía promoviendo el transporte de material orgánico e inorgánico al arroyo, los manejos en la sala de ordeño aumentaron el efluente debido a la gran cantidad de agua de limpieza y a la falta de tratamiento de efluentes, la cercanía al arroyo por parte de los establecimientos generó inestabilidad en los márgenes del curso por la invasión del ganado que aumento la fertilización por las fecas y la orina. De esta manera, el agua presento alto aporte de nutrientes y sólidos resultando en un estado eutrofizado con deterioro de la calidad del agua. La categoría B, de uso ganadero extensivo/ intensivo lechero presento intensidad de uso de suelo intermedia siendo más variable las actividades de la cuenca con establecimientos que presentaron mayor tratamiento de efluente y menor agua de limpieza, lo cual disminuyo los aportes de nutrientes y sólidos siendo la agricultura el factor predominante en el aporte de los mismos. Debido a esto, el sistema resulto con mayor concentración de nutrientes y sólidos generando un estado eutrofizado pero con calidad de agua variable pudiendo ser desde buena a mala según el caso particular de cada cuenca. Por último, la categoría C de uso natural presento nula o muy baja actividad antrópica y mayor superficie con matorrales y praderas que contribuyeron en la absorción de nutrientes y sólidos, así como, en la mayor infiltración debido al menor deterioro del suelo. De esta manera, la concentración de nutrientes y sólidos fue baja como resultado de la baja exportación desde la cuenca.

Categoría A_ Mayor intensidad de uso de suelo



Categoría B_ uso ganadero extensivo/ intensivo lechero



Categoría C_ Uso de suelo natural

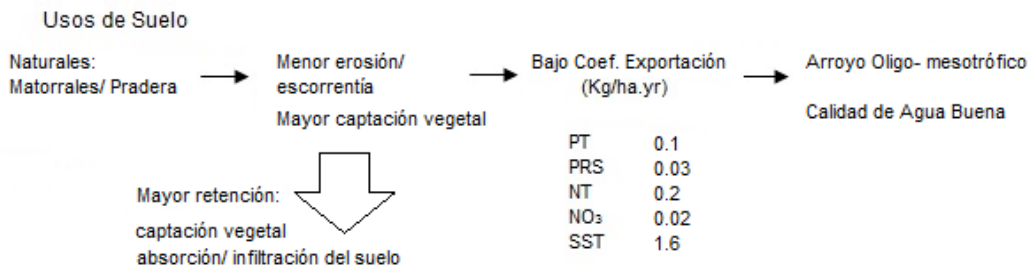


Figura 15. Esquema de intensidad de usos de suelo de las cuencas de Paso Severino. Los factores predominantes en el aumento del coeficiente de exportación se señalan en rojo y el grosor de las flechas indica la contribución de los componentes del sistema en la transferencia de nutrientes y sólidos.

La industria láctea como actividad nacional viene en progresivo desarrollo desde principios del siglo XX (MVOTMA *et al.*, 2000) para lo cual no solo se han incrementado el número de tambos, sino también, se ha intensificado la producción a través del incremento del número de animales de ordeño y la tecnificación de la maquinaria empleada. Estos cambios han ido acompañados por mayores descargas de efluentes con altas concentraciones de sólidos, MO y nutrientes, leche, detergente, antibióticos, etc. Como señalaron los investigadores Rivers & Dougherty (2009) en una revisión sobre los establecimientos lecheros en Australia, la mayoría de los productores carece de concientización acerca de los impactos ambientales que los mismos tienen en el suelo y el agua. Esto influye a que no se incorporen medidas de mitigación a pesar de los esfuerzos gubernamentales por implementar sistemas de tratamiento que hasta ahora han sido puntuales (González, 2008). Es por ello que creemos necesario, no solo la transmisión de información científica acerca de los impactos que tiene esta actividad tal como se observa en los resultados de este estudio, sino también, la sugerencia de medidas de mitigación de impacto ambiental. Además, que éstas puedan ser de bajo costo, fácilmente aplicables y de alto rendimiento para disminuir la carga orgánica que llega a las aguas superficiales. Se procedió al análisis de bibliografía nacional e internacional que incluyeran medidas con las características anteriormente mencionadas.

La reducción del efluente puede realizarse a través del reemplazo de algunas maniobras de limpieza como la manguera a chorro (utilizada en la mayoría de los casos) por baldes con escobillón o mangueras a presión con caudales altos pero con presión media a baja para reducir la dispersión de los contaminantes (tabla 12) (CONAPROLE, n.d.).

Tabla 12
Requerimientos de agua para lavado.
Fuente: CONAPROLE, <http://www.eleche.com.uy>

Sistema de lavado	Volumen requerido por m ² (L agua)
Raspado	3.0
Lavado a presión	6.4
Inundación	6.1

Otra manera de evitar la entrada de esa carga a los sistemas fluviales es reutilizando el componente líquido de los efluentes para el lavado de las salas de espera pero nunca de la sala de ordeño o para fertirriego del cultivo. El componente sólido puede usarse como abono orgánico en cultivos con raíz superficial como las pasturas, cultivos forrajeros o cerealeros o en árboles tomando

las precauciones recomendadas en la bibliografía (Longhurst *et al.*, 2000; Sanders *et al.*, 2000).

Asimismo, se debe tener precaución con la acumulación de estiércol en la sala de ordeño y manejar los tiempos en favor de aumentar la espera para que las deyecciones se produzcan en el tránsito y el estrés del animal sea menor (INTA Rafaela, 2009).

Además, es mejor la delimitación con alambrado de las zonas de permanencia del ganado para evitar el pisoteo y el acercamiento al arroyo. Otra consideración es colocar bebederos cerca de las instalaciones del tambo para evitar que el animal vaya a beber al arroyo.

La construcción de humedales ha generado expectativa en el tratamiento de efluentes debido al bajo costo de construcción, baja inversión en mantenimiento y alta tasa de retención de nutrientes de hasta el 99% (MVOTMA *et al.*, 2000). El clima templado de nuestro país hace que especies como *Pistia stratioides* (repollo de agua), *Eichornia crassipies* (camalote) y *Typha* spp. (totorá) sean especies vegetales que pueden desarrollarse y mantenerse.

Considerando no solo las instalaciones de ordeño sino también la producción de alimentos como parte anexa de los tambos, se ha observado que la plantación de fajas de plantas herbáceas o arbustos al término de la zona de cultivo y entre este y los arroyos contribuye a la captación de la materia orgánica y los nutrientes asociados a ella que llegan por la escorrentía superficial (Wilcock *et al.*, 2007). En Uruguay es una práctica común aprovechar hasta la zona adyacente a los arroyos para cultivar. Sin embargo y en base a muchas investigaciones (Jordan *et al.*, 1997; Kemp & Dodds, 2001; Endreny, 2002; Anbumozhi, 2005; Dodds & Oakes, 2006; Miltner, 2010) consideramos que el restablecimiento del monte ripario autóctono es una medida fundamental, de bajo costo y mantención para actuar como asimilador de nutrientes y sólidos. Además, provee de muchas ventajas a los organismos que viven dentro y alrededor de los cursos fluviales, brindando comida, refugio etc. y estabilizando las orillas para evitar la erosión del canal.

Conclusiones

- Las actividades antrópicas de las cuencas: agricultura y producción lechera han cubierto toda el área dejando pocos espacios para los usos más naturales como pasturas, matorrales y bosques.
- Este avance en el uso de la tierra significó un aumento en la exportación de nutrientes y sólidos. Dicha exportación, fue mayor en aquellas cuencas con más superficie dedicada a los cultivos y tambos sin tratamiento de efluentes, cumpliéndose de esta manera, la hipótesis de trabajo y las predicciones.
- Los mecanismos de incorporación de nutrientes y sólidos hacia curso fluvial fueron: la erosión de la capa superficial del suelo en las áreas de cultivo y la llegada del agua de limpieza de las salas de ordeño. Esto resultó en mayor degradación de la materia orgánica y consumo del OD.
- Los límites internacionales para prevenir la eutrofización según los nutrientes totales, incluyeron a las cuencas con actividad lechera como eutrofizadas, según el índice ICA- Santa Lucía, las cuencas con mayor intensidad de uso lechero tuvieron calidad mala, las de usos de suelo más naturales calidad buena y el resto con un uso menos intensivo, calidad regular. Ambos criterios reflejaron la intensidad de producción de las cuencas.
- Tanto para valores locales como internacionales, la exportación del NT, NO₃ y SST en cuencas con uso ganadero intensivo para lechería, ganadero extensivo y/o forestal fueron concordantes con las de Paso Severino. En el caso de las dos cuencas con mayor exportación del área de estudio, dichos niveles correspondieron a los encontrados en cuencas con uso lechero intensivo en la bibliografía internacional.
- En el PT, la exportación de las cuencas fue alta en comparación con estudios nacionales e internacionales. Además, en el PRS la mayoría de las cuencas con producción lechera tuvieron mayor exportación que otras con el mismo uso a nivel internacional indicando mayor saturación en el suelo de fosforo.
- Las cuencas con producción lechera de carácter más intensivo presentaron mayor vulnerabilidad en la cobertura vegetal debido a la mayor producción de alimentos, así como procesos de tratamiento insuficientes. Por el contrario, en las cuencas con usos de suelo naturales, la extensión de estas áreas menos antropizadas favorecieron la retención de nutrientes y sólidos mejorando la calidad del agua.

- El tratamiento del efluente resulto ser incompleto en más del 90% de todos los tambos y las prácticas de manejo del ganado fueron disconformes a los requeridos para la conservación de la integridad de los arroyos. Las medidas de mitigación señaladas consideraron desde el proceso de la producción de alimentos, el transito del ganado y los procedimientos de tratamiento de efluentes en los establecimiento lecheros. Cada unidad contribuye con la exportación de nutrientes y sólidos y la incorporación de estos cuidados debe realizarse en base a la concientización de los productores del daño generado, así como, mayor compromiso de las autoridades estatales.

Bibliografía

- Achkar, M., Cayssials, R., Domínguez, A., & Pesce, F. (2004). *Hacia un URUGUAY SUSTENTABLE: GESTIÓN INTEGRADA DE CUENCAS HIDROGRÁFICAS*. 64 p. Montevideo: REDES_Uruguay Sustentable. Retrieved from <http://www.redes.org.uy/category/publicaciones/page/4/> (búsqueda: 9/10/2012)
- Ahearn, D. S., Sheibley, R. W., Dahlgren, R. a., Anderson, M., Johnson, J., & Tate, K. W. (2005). *Land use and land cover influence on water quality in the last free-flowing river draining the western Sierra Nevada, California*. *Journal of Hydrology*, 313(3-4), 234-247. doi:10.1016/j.jhydrol.2005.02.038
- Allan, D. J., & Lohanson, L. B. (1997). *Catchment-scale analysis of aquatic ecosystems*. *Freshwater Biology*, 37, 107-111.
- Anbumozhi, V., Radhakrishnan, J., & Yamaji, E. (2005). *Impact of riparian buffer zones on water quality and associated management considerations*. *Ecological Engineering*, 24(5), 517-523. doi:10.1016/j.ecoleng.2004.01.007
- APHA (1995). *Estandar methods for the examination of water and wastewater*. APHA/AWWA/WPCF. Washington: 1268 p. Arocena, R & Conde, D. (1999). *Métodos de ecología de aguas continentales*. 232 p. Montevideo, Uruguay. ISBN: 9974-0-0107-2.
- Arocena, R & Conde, D. (1999). *Métodos de ecología de aguas continentales*. 232 p. Montevideo, Uruguay. ISBN: 9974-0-0107-2.
- Arocena, R., Chalar, G., Fabián D, De León L., Brugnoli E., Silva M., Rodó E., Machado I., Pacheco JP., Castignoli R. & Gabito L. (2008). Informe final del convenio DINAMA- Facultad de Ciencias (Sección Limnología), *Evaluación ecológica de cursos de agua y biomonitorio*. <http://limno.fcien.edu.uy/> (búsqueda 28/9/12)
- Baginska, B., Cornish, P. S., Hollinger, E., Kuczera, G., & Jones, D. (1998). *Nutrient export from rural land in the hawkesbury-nepean catchment*. Conference:

"Agronomy, growing a greener future?". Edited by DL Michalk and JE Pratley. Proceedings of the 9th Australian Agronomy Conference, 20-23 July 1998, Charles Sturt University, Wagga Wagga, NSW. <http://www.regional.org.au/au/asa/> (búsqueda 30/9/2012)

Barreto Wagner, P. (2008). *Efectos iniciales de la aforestación sobre la calidad del agua de escurrimiento en una cuenca del río Tacuarembó*. Tesis Agronomía, UDELAR, Montevideo.

Bartesaghi L., Ceroni M., Díaz I., Faccio C. & Lenormand P. (2006). *Experiencia Piloto en la Cuenca del Río Santa Lucía Chico en el Departamento de Florida-Uruguay*. Programa Uruguay Sustentable. REDES- AMIGOS DE LA TIERRA URUGUAY.

Bartesaghi, L & Achkar, M, 2008. *Interpretación de Usos del Suelo de Uruguay a partir de Imágenes satelitales CBERS 2*. Proyecto PDT 32 - 26, Montevideo, Uruguay.

Basset-mens, C., Ledgard, S., & Carran, A. (2005). *First Life Cycle Assessment of Milk Production from New Zealand Dairy Farm Systems*. 258-265. Retrieved from www.anzsee.org/anzsee2005papers/Basset-Mens_LCA_NZ_milk_production.pdf (búsqueda 9/10/2012)

Battislotti, P., Malcuori, E., Grela, C., Borges, F., Machín, C., Fugazont, C. & Ibarra, D. (2007). *CONAPROLE, Ficha técnica 5- Fertilización N y P*. 24 p. Retrieved from [http://www.eleche.com.uy/portallechero/hgxpp001.aspx?](http://www.eleche.com.uy/portallechero/hgxpp001.aspx) (búsqueda 9/10/2012)

Bewsell, D., Monaghan, R. M., & Kaine, G. (2007). *Adoption of stream fencing among dairy farmers in four New Zealand catchments*. *Environmental management*, 40(2), 201-9. doi:10.1007/s00267-006-0184-z

Camargo, J. A., & Alonso, A. (2007). *Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: problemas medioambientales, criterios de calidad del agua, e implicaciones del cambio climático*. *Ecosistemas*, 16(2), 98-110.

Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N., & Smithe, V. H. (1998). *Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen*. *Ecological Applications*, 8(3), 559-568.

Castillo, M. M. (2010). *Land use and topography as predictors of nutrient levels in a tropical catchment*. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, 40(4), 322-329. doi:10.1016/j.limno.2009.09.003

Chalar, G., Arocena, R., Pacheco, J. P., & Fabián, D. (2011). *Trophic assessment of streams in Uruguay: A Trophic State Index for Benthic Invertebrates (TSI-BI)*. *Ecological Indicators*, 11(2), 362-369. doi:10.1016/j.ecolind.2010.06.004

Chalar, G., Delbene, L., González- Bergonzoni, I., & Arocena, R. (2013). *Fish assemblage changes along a trophic gradient induced by agricultural activities (Santa Lucía, Uruguay)*. *Ecological Indicators*, 24, 582- 588.

- Chebataroff J. (1968). Rasgos de Geografía física y humana (de la cuenca del Río Santa Lucía). En IEPAL Acondicionamiento de Cuencas en el Uruguay. Cursos y Documentos 14. Instituto de Estudios Políticos para América Latina: 75-102
- CONAPROLE (2008). Ficha Técnica 7. Producción de sólidos en primavera (p. 8). Retrieved from <http://www.eleche.com.uy/portallechero/hgxpp001.aspx> (búsqueda 2/10/2012)
- CONAPROLE. (n.d.). *Corrales de alimentacion. Ficha Técnica Nº 6. (pp. 14)*. Retrieved from <http://www.eleche.com.uy/portallechero/hgxpp001.aspx>? (búsqueda 2/10/2012)
- Cordell, D., Drangert, J.-O., & White, S. (2009). *The story of phosphorus: Global food security and food for thought. Global Environmental Change, 19(2), 292-305.* doi:10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009
- Cox, J. W., Oliver, D. P., Fleming, N. K., & Anderson, J. S. (2012). *Off-site transport of nutrients and sediment from three main land-uses in the Mt Lofty Ranges, South Australia. Agricultural Water Management, 106, 50-59.* doi:10.1016/j.agwat.2011.08.014
- Cuttle, S. P., Scurlock, R. V., & Davies, B. M. S. (1998). *A 6-year comparison of nitrate leaching from grass / clover and N-fertilized grass pastures grazed by sheep. Journal of Agricultural Science, 131, 39-50.*
- Decreto 253/79. http://www.dinama.gub.uy/profesionales/downloads/dec_253_79.pdf (busqueda 29/9/2012)
- Dodds, W. K., & Oakes, R. M. (2004). *A technique for establishing reference nutrient concentrations across watersheds affected by humans. Limnology and Oceanography: Methods, 2, 333-341.*
- Dodds, W. K., & Welch, E. B. (2000). *Establishing nutrient criteria in streams. The North American Benthological Society, 19(1), 186-196.*
- Dodds, Walter K; Jones, John & Welch, E. (1998). *Suggested classification of stream trophic state: Distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. Water Resource, 32(5), 1445-1462.*
- Dodds, W. K. (2006). *Eutrophication and trophic state in rivers and streams. Limnology and Oceanography, 51(1_part_2), 671-680.* doi:10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0671
- Dodds, W. K., & Oakes, R. M. (2006). *Controls on nutrients across a prairie stream watershed: land use and riparian cover effects. Environmental management, 37(5), 634-46.* doi:10.1007/s00267-004-0072-3
- Dodds, W. K. (2007). *Trophic state, eutrophication and nutrient criteria in streams. Trends in ecology & evolution, 22(12), 669-76.* doi:10.1016/j.tree.2007.07.010

- Durán, H. & La Manna, A. (2007). *Impactos productivos, económicos y ambientales de la intensificación de los sistemas pastoriles de producción de leche en Uruguay*. Proceedings: Memorias del IX Congreso de las Américas, 2007.
- Elosegi, A. & Sabater, S. (2009). *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Fundación BBVA. Bilbao. España. 444 pp. ISBN: 978-84-96515-87-1
- Endreny, T. A. (2002). *Forest Buffer Strips Mapping the Water Quality Benefits*. *Journal of Forestry*, 100(1), 35-40.
- Fisher, S. G., Sponseller, R. A., & Heffernan, J. B. (2004). *Horizons in Stream Biogeochemistry: Flowpaths to Progress*. *Ecological Society of America*, 85(9), 2369-2379.
- González, A. E., Rezzano, N., & Indarte, E. (2008). *Guía de Gestión Integral de Aguas en Establecimientos Lecheros. Diseño, Operación y Mantenimiento de Sistemas de Tratamiento de Efluentes*. (MVOTMA & DINAMA, Eds.) (1st ed., pp. 1-232). Montevideo.
- Hospido, A., Moreira, M. T., & Feijoo, G. (2003). *Simplified life cycle assessment of galician milk production*. *International Dairy Journal*, 13(10), 783-796. doi:10.1016/S0958-6946(03)00100-6
- INTA Rafaela (2009). *Qué hacemos con los efluentes del tambo?* Nota online 02/01/2009. Fuente <http://www.cuencarural.com/lecheria/52709-que-hacemos-con-los-efluentes-del-tambo/> (búsqueda 4/10/2012)
- Jones, K. B., Neale, A. C., Nash, M. S., Remortel, R. D. V., James, D., Riitters, K. H., & Neill, R. V. O. (2001). *Predicting nutrient and sediment loadings to streams from landscape metrics: A multiple watershed study from the United States Mid-Atlantic Region*. *Landscape Ecology*, 16, 301-312.
- Jordan, T. E., Correll, D. L., & Weller, D. E. (1997). *Relating nutrient discharges from watersheds to land use and streamflow variability*. *Water Resources Research*, 33(11), 2579. doi:10.1029/97WR02005
- Jorgensen S. E. & Vollenweider R. A. (2000). *Directrices para el gerenciamiento de lagos*. ILEC, IIE, UNEP, ed. José Galizia Tundisi, San Carlos. ISBN-10: 85-87418-03-3. Vol 1, cap. 6.
- Kemp, M. J., & Dodds, W. K. (2001). *Spatial and temporal patterns of nitrogen concentrations in pristine and agriculturally-influenced prairie streams*. *Biogeochemistry*, 53(3), 125-141.
- King, R. S., Baker, M. E., Whigham, D. F., Weller, D. E., Jordan, Thomas, E., Kazyak, P. F., & Hurd, M. K. (2005). *Spatial Considerations for Linking Watershed Land Cover to Ecological Indicators in Streams*. Published by: Ecological Society of America SPATIAL CONSIDERATIONS FOR LINKING WATERSHED. *Ecological Applications*, 15(1), 137-153.
- Koroleff F. (1970). *Revises versión of direct determination of ammonia in natural waters as indophenol blue*. *Int. Con. Explor. Sea. C.M. 1969/C9. ICES*,

Information on techniques and methods for sea water analysis. Interlab. Rep 3:19-22.

Lampert, W. & Sommer, U. (1997). *Limnoecology: The Ecology of Lakes and Streams*. Oxford University Press, New York.

Ledgard, S. F., Crush, J. R., & Pennob, J. W. (1998). *Environmental impacts of different nitrogen inputs on dairy farms and implications for the Resource Management Act of New Zealand*. *Environmental pollution*, 102(1), 515-519.

Li, S., Gu, S., Liu, W., Han, H., & Zhang, Q. (2008). *Water quality in relation to land use and land cover in the upper Han River Basin, China*. *Catena*, 75(2), 216-222. doi:10.1016/j.catena.2008.06.005

Llorens, E., Comas, J., Martí, E., Riera, J. L., Sabater, F., & Poch, M. (2009). *Integrating empirical and heuristic knowledge in a KBS to approach stream eutrophication*. *Ecological Modelling*, 220(18), 2162-2172. doi:10.1016/j.ecolmodel.2009.06.012

Longhurst, R. D., Roberts, A. H. C., & Connor, M. B. O. (2000). *Farm dairy effluent: A review of published data on chemical and physical characteristics in New Zealand*. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 43, 7-14.

McDowell, R., & Wilcock, R. (2008). *Water quality and the effects of different pastoral animals*. *New Zealand veterinary journal*, 56(6), 289-96. doi:10.1080/00480169.2008.36849

Méndez, S., Pintos, W., & Lucchino, C. (1988). *Estudio de las características físico-químicas del agua de una zona del río Santa Lucía (Uruguay)*. *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral* 19 2:123-123.

MGAP (1976). *Uruguay, Carta de Reconocimiento de Suelos del Uruguay a escala 1:1000000*. Dirección de Suelos y Fertilizantes - MAP, Montevideo, Uruguay, 1976.

MGAP, & DIEA. (2011). *Anuario Estadístico Agropecuario 2011*. Retrieved from <http://www.mgap.gub.uy/Dieaanterior/Anuario2011/DIEA-Anuario-2011-web.pdf> (búsqueda 9/10/2012)

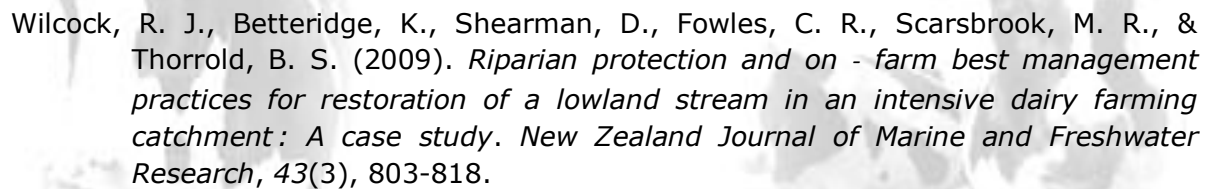
Miltner, R. J. (2010). *A method and rationale for deriving nutrient criteria for small rivers and streams in Ohio*. *Environmental management*, 45(4), 842-55. doi:10.1007/s00267-010-9439-9

Milton; J. S.; Tsokos; J. O. (1989). *Estadística para biología y ciencias de la salud*. McGraw-Hill Interamericana, México DF, México, 471p.

Monaghan, R. M., Wilcock, R. J., Smith, L. C., TikkiSETTY, B., Thorrold, B. S., & Costall, D. (2007). *Linkages between land management activities and water quality in an intensively farmed catchment in southern New Zealand*. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 118(1-4), 211-222. doi:10.1016/j.agee.2006.05.016

- Müller R. & Widemann O. (1955). *Die Bestimmung des Nitrat-Ions in Wasser*. Von Wasser 22:247p.
- Mundy, G. N., Nexhip, K. J., Austin, N. R., & Collins, M. D. (2003). *The Influence of cutting and grazing on phosphorus and nitrogen in irrigation runoff from perennial pasture*. *Australian Journal of Soil Research*, 41, 675- 685.
- Murphy J. & Riley J.P. 1962 *A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters*. *Anaitica. Chimica Acta* 27:31-36.
- MVOTMA (Dirección Nacional de Medio Ambiente), CONAPROLE, F. Veterinaria & Consejo de Educación Técnico Profesional (UTU). (2000). *Seminario de Medio Ambiente y Producción Lechera*. Montevideo, Uruguay.
- Newall, P., & Tiller, D. (2001). *Derivation of nutrient guidelines for streams in Victoria, Australia*. *Environmental monitoring and assessment*, 74(1), 85-103. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11893162> (búsqueda 9/10/2012)
- Nijboer, R. C., & Verdonschot, P. F. . (2004). *Variable selection for modelling effects of eutrophication on stream and river ecosystems*. *Ecological Modelling*, 177(1-2), 17-39. doi:10.1016/j.ecolmodel.2003.12.050
- Pittamiglio, M. (2004). *Guía de Diseño y Operación de Sistemas de Tratamiento de Efluentes de Tambo* (p. 88). Montevideo, Uruguay: DINAMA.
- Pla, L. E; 1986. *Análisis Multivariado. Método de Componentes Principales*. Secretaria General de la Organización de los Estados Americanos., Washington, D.C. 97p.
- Poor, C. J., & McDonnell, J. J. (2007). *The effects of land use on stream nitrate dynamics*. *Journal of Hydrology*, 332(1-2), 54-68. doi:10.1016/j.jhydrol.2006.06.022
- Quilbé, R., Rousseau, A. N., Duchemin, M., Poulin, A., Gangbazo, G., & Villeneuve, J.-P. (2006). *Selecting a calculation method to estimate sediment and nutrient loads in streams: Application to the Beaurivage River (Québec, Canada)*. *Journal of Hydrology*, 326(1-4), 295-310. doi:10.1016/j.jhydrol.2005.11.008
- Risso F. F.; Berretta E. J. & Morón, A., 1996. *Producción y manejo de Pasturas*. Serie Técnica 80. Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA) Tacuarembó.
- Rivers, M., & Dougherty, W. (2009). *Temporal and spatial variations in nitrogen and Phosphorus fluxes in dairy catchments*. *Informa final* (p. 43). Australia. Retrieved from <http://www.dairyingfortomorrow.com.au/index.php?id=23> (búsqueda 4/10/2012)
- Salvia-Castellví, M., Iffly, J. F., Borght, P. V., & Hoffmann, L. (2005). *Dissolved and particulate nutrient export from rural catchments: a case study from Luxembourg*. *Science of the total environment*, 344(1-3), 51-65. doi:10.1016/j.scitotenv.2005.02.005

- Sanders, F. S., Funderburg, E., Grodner, M. L., Branch, B., Sanders, D., Hendrick, R., & Davis, D. (2000). Dairy Production Best Management Practices. (L. S. Communications, Ed.) (pp. 1-27). Retrieved from <http://www.lsuagcenter.com/en/communications/publications/Publications+Catalog/Environment/Best+Management+Practices/Dairy+Production+Best+Management+Practices.htm> (búsqueda 2/10/2012)
- Schiavetti, A., & Camargo, A. F. (2005). *Conceitos de bacias hidrográficas: teorias e aplicações*. 1a Ed. 288 p. ISBN: 857455099X
- Smith, V. H., & Schindler, D. W. (2009). *Eutrophication science: where do we go from here? Trends in ecology & evolution*, 24(4), 201-7. doi:10.1016/j.tree.2008.11.009
- Somura, H., Takeda, I., Arnold, J. G., Mori, Y., Jeong, J., Kannan, N., & Hoffman, D. (2012). *Impact of suspended sediment and nutrient loading from land uses against water quality in the Hii River basin, Japan. Journal of Hydrology*, 450-451, 25-35. doi:10.1016/j.jhydrol.2012.05.032
- Sosa Imaz, P. (2002). Situación del manejo de cuencas en Uruguay (p. 24). Conferencia: Red Latinoamericana de Cooperación Técnica en Manejo de Cuencas Hidrográficas. Montevideo, Uruguay.
- 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. doi:10.1007/s10021-002-0170-0
- Sturges, H. A. (1926). *The Choice of a Class Interval. Journal of the American Statistical Association*, 21(153), 65-66.
- Tsegaye, T., Sheppard, D., Islam, K. R., Tadesse, W., Atalay, A., & Marzen, L. (2006). *Development of Chemical Index as a Measure of In-Stream Water Quality in Response to Land-Use and Land Cover Changes. Water, Air, and Soil Pollution*, 174(1-4), 161-179. doi:10.1007/s11270-006-9090-5
- Uruguay XXI (2012). Anuario Estadístico. Exportaciones de bienes de Uruguay 2011. Retrieved from <http://www.uruguayxxi.gub.uy/> (búsqueda 9/10/2012)
- USEPA (2001). Ambient Water Quality Criteria Recommendations. Rivers and Streams in Nutrient Ecoregion VII. Washington DC.
- Valderrama J.C. (1981). *The simultaneous análisis of total Nitrogen and Total Phosphorus in natural waters. Marine Chemistry* 10:109-122.
- Wilcock, R. J., Nagels, J. W., Rodda, H. J. E., Connor, M. B. O., Thorrold, B. S., & Barnett, J. W. (1999). *Water quality of a lowland stream in a New Zealand dairy farming catchment. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 33(4), 683-696.
- Wilcock, R. J., Monaghan, R. M., Thorrold, B. S., Adrian, S., Betteridge, K., & Duncan, M. J. (2007). *Land-water interactions in five contrasting dairying catchments: issues and solutions. Land Use and Water Resources Research*, 7(2), 1-10.



Wilcock, R. J., Betteridge, K., Shearman, D., Fowles, C. R., Scarsbrook, M. R., & Thorrold, B. S. (2009). *Riparian protection and on - farm best management practices for restoration of a lowland stream in an intensive dairy farming catchment: A case study*. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 43(3), 803-818.

Withers, P. J. a, & Jarvie, H. P. (2008). *Delivery and cycling of phosphorus in rivers: a review*. *The Science of the total environment*, 400(1-3), 379-95. doi:10.1016/j.scitotenv.2008.08.002

Yusop, Z., Douglas, I., & Nik, A. R. (2006). *Export of dissolved and undissolved nutrients from forested catchments in Peninsular Malaysia*. *Forest Ecology and Management*, 224(1-2), 26-44. doi:10.1016/j.foreco.2005.12.006

Zhu, Q., Schmidt, J. P., & Bryant, R. B. (2012). *Hot moments and hot spots of nutrient losses from a mixed land use watershed*. *Journal of Hydrology*, 414-415(3), 393-404. Elsevier B.V. doi:10.1016/j.jhydrol.2011.11.011



