

EVALUACIÓN DE LA PÉRDIDA DE NUTRIENTES EN PASTURAS SEMBRADAS MEDIANTE LA SIMULACIÓN DE LLUVIAS

Andrés Castagna Du Pré¹, Lorena Rodríguez-Gallego², Carolina Lescano Fiorenza² y Oscar Blumetto Velazco³

¹ Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA), Programa Nacional de Investigación en Producción Familiar, Estación Experimental INIA Las Brujas, Canelones, Uruguay. E-mail: castagna.andres@gmail.com

² Universidad de la República, Centro Universitario Regional Este (CURE), Rocha, Uruguay

³ Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA), Programa Nacional de Producción y Sustentabilidad Ambiental, Estación Experimental INIA Las Brujas, Canelones, Uruguay

Recibido: 02/08/2021

Aceptado: 13/12/2021

RESUMEN

La aplicación de fertilizantes, asociada a la intensificación de la actividad agropecuaria, ha incrementado la pérdida de nutrientes desde los sitios de agricultura hacia los cuerpos de agua. Contar con coeficientes de exportación de nutrientes, específicos de los usos del suelo de cada sitio, es importante para cuantificar impactos sobre la calidad de agua. Para generar información que aporte a la obtención de esos coeficientes, se analizaron las concentraciones de nitrógeno, fósforo y sólidos suspendidos en agua de escurrimiento generadas con un simulador de lluvia de alta intensidad, sobre tres tipos de pasturas de un sistema de producción lechero, con dos niveles de carga animal, durante invierno y verano. La carga animal no tuvo efecto significativo sobre las concentraciones de nutrientes y de sólidos suspendidos, mientras que sí hubo diferencias entre tipos de pasturas en interacción con la estación del año. Menores concentraciones de nutrientes estuvieron asociadas con mayores porcentajes de suelo cubierto, lo que resalta la importancia de este factor como medida para disminuir la pérdida de nutrientes en el agua de escurrimiento. El uso de simuladores de lluvia de alta intensidad es una herramienta promisoría para obtener datos que aporten a la estimación de coeficientes de exportación anuales.

Palabras clave: calidad de agua, coeficientes de exportación, escurrimiento, fósforo, producción lechera.

EVALUATION OF THE LOSS OF NUTRIENTS IN SOWN PASTURES BY MEANS OF RAINFALL SIMULATION

SUMMARY

Continuous fertilization associated with agricultural intensification has increased nutrients runoff losses. Specific nutrient export coefficients from land uses of each location is important to quantify the possible impacts on water quality. In order to generate information that contributes to obtain those coefficients we measured the concentration of nitrogen, phosphorus and suspended solids in runoff generated from high-intensity rainfall simulation. The experiment was conducted on three types of dairy pastures with two stocking rates during two seasons. The stock did not have a significant effect on the concentration of nutrients and suspended solids, while there were differences between types of pastures in interaction with the season. Besides that, lower nutrient concentrations were associated with plots with higher soil cover percentages of covered soil, highlighting the importance of this factor as a measure to decrease P and N runoff losses. Use of high-intensity rainfall simulation is a tool that could be helpful to obtain data that contributes to the estimation of annual export coefficients.

Key words: export coefficients, dairy production, phosphorus, runoff, water quality.

INTRODUCCIÓN

La intensificación de la actividad agropecuaria ocurrida en las últimas décadas ha estado asociada al incremento en el uso de fertilizantes (Matson *et al.*, 1997; Tilman *et al.*, 2002; Buytaert y Breuer, 2013), que ha derivado en un aumento de la pérdida de nutrientes en el agua de escurrimiento superficial desde los cultivos hacia los cuerpos de agua (Sharpley *et al.*, 1996; Moss, 2010; Withers *et al.*, 2017). Esto ha impactado negativamente sobre la calidad del agua de arroyos y ríos en varias zonas del mundo (Foley *et al.*, 2005; de Paula *et al.*, 2019), donde tanto el aporte de nitrógeno como del fósforo alteran el estado trófico de los ecosistemas acuáticos (Carpenter, 2008; Bonilla *et al.*, 2015; Dodd y Smith, 2016; Aubriot *et al.*, 2017). Dicho aporte puede originarse de manera localizada (fuentes puntuales) o difusa (fuentes no puntuales). Ésta última, depende de los usos del suelo actuales e históricos, así como de las prácticas de manejo aplicadas (Carpenter, 2005; Moss, 2010), y es más difícil de monitorear y controlar (Smith *et al.*, 1999).

Las aproximaciones para estimar los aportes difusos de nutrientes a los ecosistemas acuáticos van desde pequeñas y medianas parcelas permanentes (Sharpley y Kleinman, 2003; Deng *et al.*, 2011; Perdomo *et al.*, 2015; Lescano *et al.*, 2017) o móviles (Abu-Zreig *et al.*, 2003; Lizarralde *et al.*, 2016), con lluvias naturales o simuladas en sitios específicos, hasta modelos a escala de cuenca que relacionan la hidrología superficial y sub-superficial, acoplados con modelos de calidad del agua (Panagopoulos *et al.*, 2011; Getahun y Keefer, 2016). Asimismo, hay formas rápidas, de bajo costo que utilizan coeficientes de exportación de nutrientes generados para cada tipo de uso y cobertura del suelo y que permiten extrapolar en cierta medida a la superficie de dichos usos. De esta manera se genera una estimación grosera pero representativa de la carga total de nutrientes que puede aportar una cuenca (Johnes, 1996; Liu *et al.*, 2009; Rodríguez-Gallego *et al.*, 2017). Evidentemente, la precisión de las estimaciones es muy variable y dependiente de la escala del análisis (parcela, potrero y cuenca) y la información disponible. Además, los costos de implementación también son muy diferentes. En general, los análisis a escala de parcela pueden ser muy precisos para un sitio específico, pero es discutible su extrapolación a la cuenca; mientras que la modelación a nivel de cuenca es más confiable a gran escala, aunque la precisión a escala de potreros puede ser baja

(Bormann *et al.*, 2012; Zhou *et al.*, 2014). A esto se suma que la calibración y la validación de los modelos y sus resultados requiere varios insumos y volumen de información, generalmente no disponible.

En los últimos años ha aumentado el deterioro de la calidad del agua en Uruguay, con severos procesos de eutrofización y problemas de floración de cianobacterias potencialmente tóxicas en ríos, embalses y lagunas (Bonilla *et al.*, 2015; Aubriot, 2020) asociados principalmente a altos niveles de fósforo (Barreto *et al.*, 2017; Alonso *et al.*, 2019). La producción lechera se destaca como una de las actividades que más influye en el aporte de nutrientes (Pacheco *et al.*, 2012; Arocena *et al.*, 2013; Manta *et al.*, 2013; Chalar *et al.*, 2017). Por lo tanto, resulta necesario entender los factores que afectan la pérdida de nutrientes por escurrimiento superficial, como forma de mejorar las prácticas de manejo y disminuir sus impactos sobre la calidad del agua.

Para enfrentar esta problemática se vienen realizando esfuerzos nacionales para obtener estimaciones de pérdida de nutrientes para distintos usos del suelo y factores de manejo (Barreto, 2008; Lizarralde *et al.*, 2015; Perdomo *et al.*, 2015; Lizarralde *et al.*, 2016; Lescano *et al.*, 2017; Ruibal, 2018; Rodríguez-Gallego *et al.*, 2020), lo que representa una mejora sustancial ya que actualmente, dichos valores se toman de la bibliografía internacional (Rodríguez-Gallego *et al.*, 2017). En este sentido, los simuladores de lluvia portables son una herramienta utilizada para la investigación de procesos hidrológicos superficiales *in situ*, cuya aplicación permite una evaluación rápida y específica del efecto de diversos factores como la cobertura vegetal, humedad del suelo, pendiente, etc. (Iserloh *et al.*, 2013). El uso de estos simuladores en pequeñas parcelas también es una alternativa válida para estudiar la concentración de nutrientes en el agua de escurrimiento superficial de diferentes usos del suelo y han sido utilizados en pasturas sembradas bajo producción lechera (Cornish *et al.*, 2002; Dougherty *et al.*, 2004; Hart y Cornish, 2012).

El objetivo de este trabajo fue generar estimaciones de pérdida de nutrientes y sólidos suspendidos en agua de escurrimiento superficial generada a partir de lluvia simulada, en cuatro pasturas típicas de sistemas de producción lecheros de base pastoril de Uruguay. Además, se buscó contribuir a generar coeficientes de exportación específicos para Uruguay.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del sitio de estudio

El estudio se realizó en el Centro Regional Sur (CRS) de la Facultad de Agronomía (Universidad de la República), en el Departamento de Canelones (Uruguay). Los suelos del área pertenecen a la Unidad Tala-Rodríguez (Altamirano *et al.*, 1976), que corresponden a la asociación "Argiudolls & Hapluderts" según la clasificación de "Soil Taxonomy" (Duran *et al.*, 2006). El relieve es de lomadas suaves con pendientes promedio de 1,5%. El clima es templado, con una precipitación media anual de 1178 ± 267 mm (estación meteorológica INIA Las Brujas, Lat.: $34^{\circ}40'S$; Lon: $56^{\circ}20'O$, años 1989 a 2018).

El estudio se enmarcó en un experimento de largo plazo de la Red Tecnológica Sectorial, instalado en el año 2016, que consiste en un sistema de producción de leche basado en la rotación de pasturas permanentes y anuales. El sistema estuvo manejado con dos cargas de vacas en ordeño (VO) por hectárea ($1,5$ y $2,0$ VO ha^{-1}) y dos tipos de manejo contrastantes según el remanente de pastura a la salida del rodeo en cada pastoreo (A= remanente alto y B= remanente bajo).

El sistema de rotación forrajera estuvo distribuido en 18 potreros de los cuales se utilizaron 12 para este estudio. Las pasturas presentes al momento del muestreo fueron: pastura plurianual de alfalfa (*Medicago sativa* L.), cebadilla (*Bromus catharticus* Vahl.) y trébol blanco (*Trifolium repens* L.) instalada en primavera de 2014 (AA); pastura plurianual de dactylis (*Dactylis glomerata* L.) y trébol blanco (*Trifolium repens* L.) instalada en otoño de 2016 (DA); y un área de pasturas anuales (verdes; VE), con avena (*Avena sativa* L.) durante otoño-invierno (VE-i) y sudangras (*Sorghum x drummondii* (Steud). Millsp. & Chase) en primavera-verano (VE-v) (Figura 1). Todas las pasturas fueron instaladas mediante siembra directa. En los potreros con pasturas plurianuales se realizó una sola fertilización inicial a la siembra (AA: $36,0$ kg N ha^{-1} + $40,1$ kg P ha^{-1} ; DA: $18,0$ kg N ha^{-1} + $20,1$ kg P ha^{-1}), a diferencia de VE donde se realizaron dos fertilizaciones iniciales correspondiente a la siembra de cada verdeo (VEi: $12,5$ kg P ha^{-1} ; VEv: $9,7$ kg N ha^{-1} + $24,1$ kg P ha^{-1}). Las refertilizaciones realizadas entre la siembra y el último muestreo fueron las siguientes: AA recibió una única refertilización en agosto 2016 ($32,0$ kg N ha^{-1}); DA recibió cuatro refertilizaciones en marzo, junio, agosto y octubre de 2017 ($28,0$ kg N ha^{-1} cada una); VEi recibió tres refertilizaciones en mayo, julio y setiembre de 2017 ($75,0$, $70,0$ y 100 kg N

ha^{-1} respectivamente); y VEv una refertilización en febrero de 2018 ($17,5$ kg P ha^{-1} ; VEv: $7,0$ kg N ha^{-1}). Los bloques dentro de cada combinación de pastura y carga animal tuvieron el mismo nivel de fertilización. No se cuantificaron otras vías de aporte de nutrientes como heces y orina.

Diseño experimental

Se planteó un diseño experimental factorial con 12 tratamientos y dos bloques, en cinco repeticiones. Los tratamientos combinaron tres factores: tres tipos de pasturas (AA, DA y VE), dos niveles de carga animal ($1,5$ VO ha^{-1} y $2,0$ VO ha^{-1}) y dos estaciones climáticas (invierno 2017: 04/07 al 18/08 y verano: entre 28/12/2017 y 13/02/2018). Se bloqueó por tipo de manejo, que refiere al remanente de forraje que queda al finalizar el consumo de la pastura (A: remanente alto y B: remanente bajo). Para cada tratamiento (potrero) se realizaron cinco repeticiones con el simulador de lluvia en microparcelas ($0,25$ m de lado) distanciadas, en promedio, 40 m entre ellas y dispuestas en la ladera media de cada potrero (Figura 1).

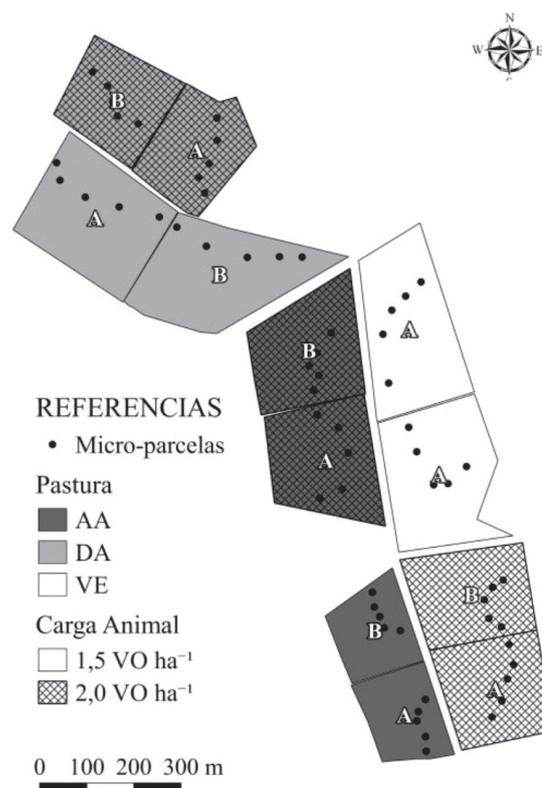


Figura 1. Mapa del área de estudio con la distribución de los tipos de pasturas (VE: verdeo, DA: dactylis + trébol blanco y AA: alfalfa + cebadilla + trébol blanco) y carga animal ($1,5$ VO ha^{-1} y $2,0$ VO ha^{-1} ; VO: vacas en ordeño), manejo (A: remanente alto y B: remanente bajo). Los círculos muestran la ubicación de las microparcelas de simulación de lluvia.

Determinación de variables del suelo

Para tener una caracterización general del suelo de los potreros utilizados para el muestreo, se extrajo una muestra compuesta de 10 perforaciones de suelo de 0 a 15 cm de profundidad, para cada uno de los 12 potreros. Luego, para cada microparcela se tomaron muestras de suelo superficial de 0 a 2,5 cm de profundidad, ya que esta capa es la que interactúa con el agua que escurre durante la simulación de lluvia (Vadas *et al.*, 2005). Cada muestra estuvo compuesta de 10 perforaciones realizadas con calador adyacentes a cada microparcela. El laboratorio de INIA (Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria) realizó la determinación de fósforo lábil por el método *Bray I* (Bray y Kurtz, 1945), nitratos (método CuSO_4 y potenciometría) y amonio (método KCl y colorimetría). Para las muestras de 0 a 15 cm se estimó adicionalmente porcentaje de carbono orgánico por combustión seca de la muestra y posterior detección de CO_2 por infrarrojo. Para cada microparcela, se extrajeron muestras de suelo no perturbadas de 0 a 5 cm de profundidad para estimación de la densidad aparente (D_{ap}) y humedad volumétrica (θ), según el método del cilindro (Blake y Hartge 1986). Además, en cada microparcela se estimó el porcentaje de suelo desnudo mediante el procesamiento de fotografías tomadas a 40 cm de altura sobre cada microparcela, con el software libre CobCal v 2.0 (Ferrari *et al.*, 2006). Se calculó el Factor de Estratificación (FE) como la relación entre la concentración de fósforo en los primeros 2,5 cm de suelo y la concentración de 0 a 15 cm (Good *et al.*, 2010).

Simulación de lluvia y determinación de nutrientes y sólidos suspendidos en agua de escurrimiento

En cada potrero se realizaron cinco repeticiones de simulación de lluvia para coleccionar muestras de agua de escurrimiento superficial (total 120 simulaciones de lluvia). Para esto se utilizó un mini-simulador de lluvia desarrollado por Kamphorst (1987) y fabricado por Eijkelkamp®. El simulador consiste en un aspersor con 49 capilares y un regulador de presión que produce una lluvia estándar con gotas de tamaño uniforme, que caen desde una altura mínima de 0,4 m, sobre una microparcela de 0,0625 m² (Iserloh *et al.*, 2013). Cada simulación consistió en una lluvia de 3 min con una intensidad media de 6 mm min⁻¹. Las simulaciones se realizaron con un contenido de humedad de suelo cercano a capacidad de campo, para lo que se humedeció el suelo previamente durante el verano.

En cada simulación se calculó el coeficiente de escurrimiento como el cociente entre los volúmenes total de lluvia caída y de agua escurrida registrados en el experimento. El agua recogida se almacenó en frascos y se congeló hasta realizar los análisis químicos en el laboratorio del CURE-UdelaR. Las variables determinadas en el agua de escurrimiento fueron: fósforo total (PT; digestión mediante Valderrama, 1981 y determinación mediante Murphy y Riley, 1962), fósforo soluble (PO_4^{3-} ; Murphy y Riley, 1962), nitrógeno total (NT; Müller y Widemann, 1955; Valderrama, 1981), nitrato (NO_3^- ; Müller y Widemann, 1955), y nitrito (NO_2^- ; Bendschneider y Robinson, 1952), amonio (NH_4^+ ; Koroleff, 1970). La suma de NO_3^- y NO_2^- representa el nitrógeno inorgánico disuelto (NID) en agua. También se cuantificaron los sólidos en suspensión por gravimetría (SS; American Public Health Association, 1985).

Estimación de la carga y coeficientes de exportación de nutrientes

Las cargas instantáneas de nutrientes y de sólidos suspendidos, expresadas en kg ha⁻¹, se calcularon multiplicando la concentración hallada en cada evento de lluvia simulado por el volumen de escurrimiento obtenido en cada microparcela. El coeficiente de exportación (kg ha⁻¹ año⁻¹) refiere al aporte de nutrientes que puede ocurrir en un año, el cual se estimó de dos formas. El método 1 se basó en una simplificación del método de Schlesinger *et al.* (1999), y consistió en multiplicar la concentración (mg l⁻¹) del nutriente (dividida entre 100) con el valor de escurrimiento anual estimado para la zona y año de muestreo. Se utilizó la concentración promedio de verano e invierno de cada nutriente en las simulaciones de lluvia, y el escurrimiento anual (EA) se obtuvo de dos formas diferentes:

(i) *EA-bajo (268 mm)*: estimado a través del Modelo de Número de Curva (Mockus, 1972). Para esto se utilizó la precipitación de 2017 (1.327 mm) de la estación meteorológica de INIA Las Brujas. Se consideró un suelo del grupo hidrológico C con drenaje moderadamente bueno de la unidad Tala-Rodríguez (Durán, 1997) y un número de curva promedio de 80. Un valor similar de escurrimiento (266 mm) reportó INIA GRAS calculado en base al método de Shaw (1963), para el cual a lluvias menores a 12,5 mm el escurrimiento es cero.

(ii) *EA-alto (478 mm)*: obtenido a partir del coeficiente de escurrimiento de 0,36 reportado por Genta *et al.* (2001) para la precipitación anual de 2017 (137 mm) para la subcuenca Paso Pache del Río Santa Lucía.

El método 2 de estimación del coeficiente de exportación utilizada incorporó un promedio de la carga de P en primavera y verano, el cual se multiplicó por el número de eventos (EV) de precipitación que pudieran generar escurrimiento superficial, ocurridos durante el año 2017 para la estación INIA Las Brujas. Esto último, a su vez, se realizó de dos formas:

(i) *EV-bajo*: utilizó el número de eventos (15) de precipitación mayor a 30 mm, como segundo valor de referencia empírico que representa mayores escurrimientos respecto a la siguiente variante.

(ii) *EV-alto*: contabilizó los 23 eventos con un acumulado de lluvia diaria mayor a 12,7 mm, que corresponde a la abstracción inicial o umbral a partir del cual puede ocurrir escorrentía según un número de curva de 80 (Mockus, 1972)

Análisis estadístico

Para todos los análisis estadísticos se utilizó el software Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2018). Para analizar las diferencias entre los tratamientos del aporte de nutrientes en el agua de escorrentía se aplicó el análisis de varianza de dos vías del modelo factorial en bloque. Los factores fueron los tipos de pasturas (AA, DA y VE) y la estación del año (invierno y verano), y se bloqueó por tipo de manejo del pastoreo (A y B). Se descartó a la carga animal como factor debido a que no tuvo efectos significativos en análisis de varianza previos, excepto para la densidad aparente del suelo (D_{ap}). Por lo que para D_{ap} se realizó un ANAVA de tres vías con la carga animal incluida como factor.

Las comparaciones posteriores se realizaron con la prueba LSD de Fisher. Se realizaron log-transformaciones en aquellas variables que no cumplieron con los supuestos de normalidad u homocedasticidad (Cuadro 1). Se realizó el análisis no paramétrico de Kruskal-Wallis cuando no se cumplió con el supuesto de normalidad, y posterior comparación de a pares entre las medias de los rangos de tratamientos.

Para evaluar la relación entre variables de suelo y variables en el agua de escurrimiento se realizaron correlaciones de Spearman. Además, se emplearon modelos de regresión lineal múltiple para determinar la contribución de diferentes variables medidas durante la simulación de lluvia a la estimación de la carga de PT, PO_4^{3-} y NT. Se ofrecieron al modelo las siguientes variables: concentración de SS ($mg\ l^{-1}$), carga de SS ($kg\ ha^{-1}$), suelo cubierto (%), D_{ap} , concentración de nitrato y amonio en suelo ($\mu g\ N\ g^{-1}$), y concentración de P *Bray* I

($\mu g\ N\ g^{-1}$), y se utilizó el método de remoción "backward elimination", hasta lograr el mejor ajuste. La colinealidad de las variables predictoras fue evaluada a través del cálculo del factor de inflación de la varianza (VIF, por sus siglas en inglés) (Cho *et al.*, 2009). Para cumplir con los supuestos estadísticos, las variables dependientes fueron log-transformadas. La estimación de los coeficientes de las ecuaciones fue obtenida mediante el método de mínimos cuadrados. Para la selección del mejor modelo se utilizaron el criterio de Akaike (Akaike, 1974) y el coeficiente de determinación (R^2).

RESULTADOS

Caracterización del suelo bajo las diferentes pasturas implantadas

La caracterización de los primeros 15 cm del suelo mostró que el porcentaje de carbono orgánico observado fue similar entre las diferentes pasturas, y fue mayor en invierno ($2,7 \pm 0,5\%$) que en verano ($2,1 \pm 0,2\%$). Los valores P *Bray* I fueron mayores en invierno, mientras que el factor de estratificación (FE) promedio fue de $3,1 \pm 1,6$ y generalmente indicó mayor concentración de fósforo en los primeros 2,5 cm en verano. Para el nitrato se observó mayor variabilidad sin diferencias claras entre estaciones ni tipos de pasturas.

Por otro lado, los análisis estadísticos realizados para las variables de suelo en los 2,5 cm y 5 cm de profundidad mostraron un efecto significativo de la interacción entre el tipo de pastura (AA: alfalfa + cebadilla + trébol blanco, DA: dactylis + trébol blanco y VE: verdeo) y la estación del año (invierno y verano), con excepción del nitrato en suelo (NO_3^- suelo) (Cuadro 1). Esto indica que los efectos de esos factores no son independientes entré sí para la mayoría de los casos.

La humedad volumétrica del suelo observada en los primeros 5 cm de profundidad fue mayor en invierno que en verano (Cuadro 1). Las diferencias entre tipos de pasturas fueron más claras en verano, donde AA presentó el menor contenido de agua. La densidad aparente, D_{ap} , mostró valores similares para todos los tipos de pastura y estaciones del año. Sin embargo, el ANAVA de tres vías mostró un efecto importante y positivo del factor carga animal, así como entre estaciones (Cuadro 1); mientras que no hubo interacción entre la carga animal y el resto de los factores.

La concentración de P *Bray* I a la profundidad de suelo de 2,5 cm alcanzó un valor mínimo de $12,8\ \mu g\ P\ g^{-1}$ y un máximo de $240,8\ \mu g\ P\ g^{-1}$ (Cuadro 1). La mayor concentración se observó en el uso VE. Para AA y DA el

valor de *P Bray I* fue similar entre estaciones, mientras que para VE fue mayor en verano.

El nitrato en los primeros 2,5 cm de suelo (NO_3^- suelo) presentó un valor mínimo de $3,7 \mu\text{g N g}^{-1}$ y un máximo de $77,8 \mu\text{g N g}^{-1}$ (Cuadro 1). La concentración media en invierno fue significativamente menor en verano para las tres pasturas. En invierno, DA mostró una menor concentración que AA y VE, mientras que en verano la concentración en VE fue mayor. Por otro lado, el amonio presentó un valor mínimo de $3,6 \mu\text{g N g}^{-1}$ y un máximo de $116,6 \mu\text{g N g}^{-1}$. A diferencia del nitrato, la concentración de amonio en suelo fue generalmente mayor en invierno.

El porcentaje de cobertura de suelo en las microparcels presentó una media para todos los tratamientos de $63,6 \pm 14,4\%$, variando entre un mínimo de $14,1\%$ y un máximo de $94,8\%$ (Cuadro 1). No se encontraron diferencias significativas en la cobertura del suelo, donde hubo un efecto significativo de tipo de pasturas en interacción con la estación del año (invierno y verano).

Caracterización del agua de escurrimiento simulado

El volumen escurrido promedio registrado por simulación fue de $8,2 \pm 3,9$ mm, con un valor medio mayor en invierno ($10,1 \pm 3,1$ mm) que en verano ($6,3 \pm 3,8$ mm). El coeficiente de escurrimiento mostró la misma tendencia con valores mayores en invierno para todos los tipos de

pastura (AA, DA y VE), aunque la diferencia entre estaciones para DA fue menor. Al existir un efecto significativo de la interacción, el efecto de la estación mostró una dependencia con el tipo de pastura (Cuadro 1).

La concentración de sólidos suspendidos y de las formas particuladas y disueltas de los nutrientes en agua fue en general mayor en verano que en invierno; con un efecto significativo de la estación sobre SS (sólidos suspendidos), PT (fósforo total) y NID (nitrógeno inorgánico disuelto) (Cuadro 1), donde la concentración en verano al menos duplicó la de invierno. Si bien existieron diferencias entre tipos de pasturas, las diferencias fueron diferentes para cada variable y no se encontró una tendencia clara para algún tipo de pastura en particular, siendo VE la pastura que tuvo en general mayor aporte de nutrientes.

La concentración de SS en el agua de escurrimiento observada tuvo un valor mínimo de 152 mg l^{-1} y máximo de 6.657 mg l^{-1} . La pastura AA mostró mayor concentración de SS que DA y VE (Cuadro 1), los cuales tuvieron valores similares.

El valor mínimo de PT fue $323 \mu\text{g l}^{-1}$ ocurrió en DA de invierno y el máximo de $4.400 \mu\text{g l}^{-1}$ en AA de verano, donde DA fue la pastura que tuvo la menor concentración de PT en el agua de escurrimiento, mientras que las diferencias entre AA y VE no fueron significativas. La concentración de PO_4^{3-} mostró un patrón similar al PT,

Cuadro 1. Análisis estadísticos realizados, transformación requerida y *p*-valor según factor tipo de pastura (AA: alfalfa + cebadilla + trébol blanco, DA: dactylis + trébol blanco y VE: verdeo), estación del año (invierno, verano), y su interacción. KW: Kruskal Wallis. Todos los ANAVA fueron de dos vías, excepto para la densidad aparente (D_{ap}) que fue de tres vías con carga animal ($1,5 \text{ VO ha}^{-1}$ y $2,0 \text{ VO ha}^{-1}$) como tercer factor. El valor de *p* para el factor carga animal fue de 0,001. ns: no significativo.

VARIABLE	Análisis estadístico	Transformación	Tipo de pastura (<i>p</i> -valor)	Estación (<i>p</i> -valor)	Interacción (<i>p</i> -valor)
Cobertura de suelo (%)	ANAVA	-	<0,0001*	0,0055*	0,00326*
Agua del suelo (θ) (0-5 cm)	KW	-	<0,0297*	<0,0001*	<0,0001*
D_{ap} (g cm^{-3}) (0-5 cm)	ANAVA	-	0,0119*	ns	0,0073*
<i>P Bray I</i> ($\mu\text{g P g}^{-1}$) (0-2,5 cm)	KW	-	<0,0001*	ns	<0,0001*
NO_3^- suelo ($\mu\text{g N g}^{-1}$) (0-2,5 cm)	ANAVA	Log10	<0,0001*	0,0155	ns
NH_4^+ suelo ($\mu\text{g N g}^{-1}$) (0-2,5 cm)	KW	-	0,0032*	<0,0001	<0,0001*
Coefficiente Escurrimiento	ANAVA	-	<0,0001*	0,0076*	0,0005*
SS agua (mg l^{-1})	ANAVA	Log10	<0,0001*	0,0027*	ns
PT agua ($\mu\text{g l}^{-1}$)	ANAVA	Log10	<0,0001*	<0,0001*	ns
PO_4^{3-} agua ($\mu\text{g l}^{-1}$)	ANAVA	-	<0,0001*	0,0002*	0,0040*
NT agua ($\mu\text{g l}^{-1}$)	ANAVA	Log10	<0,0001*	ns	0,0075*
NID agua ($\mu\text{g l}^{-1}$)	ANAVA	Log10	ns	<0,0001*	ns

aunque con diferencias menos marcadas entre pasturas; el rango de valores varió entre un mínimo de 77 $\mu\text{g l}^{-1}$ y un máximo de 1.009 $\mu\text{g l}^{-1}$.

La concentración de nitrógeno total (NT) presentó un mínimo de 253 $\mu\text{g l}^{-1}$ y un máximo de 10.407 $\mu\text{g l}^{-1}$. A pesar de que los valores observados fueron mayores en verano para AA, DA y VE, no hubo un efecto significativo de la estación, pero sí lo hubo en interacción con el tipo de pastura (Cuadro 1). La concentración de NID presentó un valor mínimo de 40 $\mu\text{g l}^{-1}$ y un máximo de 2.984 $\mu\text{g l}^{-1}$; no hubo diferencias significativas entre pasturas, pero sí de la estación, donde la concentración media fue significativamente mayor en verano (Cuadro 1).

Relaciones entre variables analizadas y modelos explicativos del aporte de nutrientes

La concentración de fósforo total (PT) en el agua de escurrimiento estuvo positivamente relacionada con la concentración de NT y PO_4^{3-} ; esta relación fue significativa tanto para invierno como verano, con valores de ajuste menores en invierno (Cuadro 3). La concentración de NT y PT se relacionaron positivamente con los SS, de manera significativa en ambas estaciones del año. Tanto la concentración de PT como de PO_4^{3-} se relacionaron positivamente con el P Bray I a 2,5 cm, aunque para el PT esta relación fue significativa solo en verano. El porcentaje de escurrimiento y la concentración de SS, NT y PT mostraron una relación negativa y significativa con la cobertura del suelo en invierno. Si

bien los valores de ajuste para verano fueron menores, la relación fue sólo significativa para la concentración de PT y NT.

Por otro lado, se construyeron modelos de regresión para las tres variables que representan los aportes de nutrientes a los cursos de agua más relevantes para la eutrofización: carga de fósforo total (kg PT ha^{-1}), carga de fósforo soluble ($\text{kg PO}_4 \text{ ha}^{-1}$) y carga de nitrógeno total (kg NT ha^{-1}). Si bien la varianza explicada por los modelos fue baja, la selección de las variables explicativas y el signo del coeficiente resultaron coherentes con lo esperado (Cuadro 3). Para las tres variables dependientes, a menor cobertura de suelo mayor fue la carga exportada de nutrientes, incluso llegando a ser la variable más importante para la carga de NT. Para ambas cargas de fósforo fue seleccionado el contenido de P Bray I del suelo como variable explicativa importante, en cambio para la carga de NT ninguna variable del suelo fue seleccionada. Para la carga de nutrientes particulados (PT y NT) fue seleccionada la concentración de SS como variable explicativa, mientras que la concentración de nutrientes en agua fue relevante únicamente para la carga de fósforo soluble.

Estimación de coeficientes de exportación

La pastura que tuvo mayores coeficientes de exportación fue VE, seguido de AA, aunque esto puede cambiar levemente según el método empleado y el nutriente analizado (Cuadro 4). VE obtuvo los valores más elevados de

Cuadro 2. Coeficientes de correlación de Spearman (ρ) entre variables medidas en el experimento según la estación del año (invierno o verano). %Cob: porcentaje de cobertura; SS: sólidos suspendidos; PT: fósforo total, NT: nitrógeno total; ns: no significativo.

VARIABLES		INVIERNO		VERANO	
Variable 1	Variable 2	ρ	p-valor	ρ	p-valor
%Cob	%Esc	(-) 0,43	0,001*	ns	ns*
%Cob	SS (mg l^{-1})	(-) 0,28	0,03*	ns	ns
%Cob	PT ($\mu\text{g l}^{-1}$)	(-) 0,47	0,0002*	(-) 0,30	0,02*
%Cob	NT ($\mu\text{g l}^{-1}$)	(-) 0,59	<0,0001*	(-) 0,27	0,04*
P Bray I ($\mu\text{g g}^{-1}$)	PT ($\mu\text{g l}^{-1}$)	ns	ns*	0,53	<0,0001*
P Bray I ($\mu\text{g g}^{-1}$)	PO_4^{3-} ($\mu\text{g l}^{-1}$)	0,37	0,003*	0,60	<0,0001*
SS (mg l^{-1})	PT ($\mu\text{g l}^{-1}$)	0,28	0,03*	0,56	<0,0001*
SS (mg l^{-1})	NT ($\mu\text{g l}^{-1}$)	0,50	<0,0001*	0,60	<0,0001*
PT ($\mu\text{g l}^{-1}$)	PO_4^{3-} ($\mu\text{g l}^{-1}$)	0,46	0,0002*	0,81	<0,0001*
NT ($\mu\text{g l}^{-1}$)	PT ($\mu\text{g l}^{-1}$)	0,55	<0,0001*	0,66	<0,0001*

Cuadro 3. Modelos de regresión lineal múltiple para fósforo total, fósforo soluble y nitrógeno total. Se indica el ajuste, las variables predictoras retenidas por el modelo con menor AIC (criterio de información de Akaike) junto a su importancia relativa y coeficientes parciales de regresión. Todas las variables dependientes fueron transformadas con Log10. %Cob: porcentaje de cobertura; SS: sólidos suspendidos, PT: fósforo total; NT: nitrógeno total.

Variable dependiente	R ²	Variables predictoras	Importancia relativa (%)	Coefficiente
Fósforo total (kg ha ⁻¹)	0,37	SS (mg l ⁻¹)	40	0,00010
		Bray I (μg N g ⁻¹)	33	0,0034
		%Cob	27	-0,0054
Fósforo soluble (kg ha ⁻¹)	0,31	Bray I (μg N g ⁻¹)	61	0,0034
		PT (μg l ⁻¹)	18	0,00012
		NT (μg l ⁻¹)	11	-0,000050
		%Cob	10	-0,0039
Nitrógeno total (kg ha ⁻¹)	0,25	%Cob	59	-0,0085
		SS (mg l ⁻¹)	41%	0,000087

Cuadro 4. Coeficiente de exportación anual por hectárea (kg ha⁻¹ año⁻¹) para fósforo total (PT), fósforo soluble (PO₄³⁻), nitrógeno total (NT) y nitrógeno disuelto (NID), según tipo de pastura (AA: alfalfa + cebadilla + trébol blanco, DA: dactylis + trébol blanco y VE: verdeo) y método de estimación utilizado. EA-bajo: escurrimiento anual de 268 mm; EA-alto: escurrimiento anual de 477 mm; EV: número de eventos de lluvia que habrían generado escorrentía durante 2017 (EV-bajo: 15 eventos mayores a 30 mm; EV-alto: 23 eventos mayores a 12,7 mm).

Pastura	Método de estimación	PT (kg ha ⁻¹ año ⁻¹)	PO ₄ ³⁻ (kg ha ⁻¹ año ⁻¹)	NT (kg ha ⁻¹ año ⁻¹)	NID (kg ha ⁻¹ año ⁻¹)
AA	EA-bajo	3,93 ± 2,93	1,02 ± 0,62	10,86 ± 6,83	1,53 ± 1,41
AA	EA-alto	6,99 ± 5,21	1,82 ± 1,09	19,34 ± 12,16	2,73 ± 2,51
AA	EV-bajo	1,33 ± 0,95	0,37 ± 0,28	3,70 ± 2,58	0,47 ± 0,36
AA	EV-alto	2,05 ± 1,46	0,57 ± 0,43	5,67 ± 3,96	0,72 ± 0,55
DA	EA-bajo	2,63 ± 1,38	0,91 ± 0,42	8,71 ± 6,08	1,84 ± 1,78
DA	EA-alto	4,68 ± 2,46	1,61 ± 0,76	15,50 ± 10,81	3,28 ± 3,17
DA	EV-bajo	1,04 ± 0,71	0,34 ± 0,19	3,33 ± 2,56	0,66 ± 0,54
DA	EV-alto	1,59 ± 1,08	0,52 ± 0,29	5,11 ± 3,92	1,01 ± 0,83
VE	EA-bajo	4,10 ± 2,15	1,34 ± 0,53	10,30 ± 5,67	1,73 ± 1,50
VE	EA-alto	7,30 ± 3,83	2,38 ± 0,94	18,34 ± 10,10	3,08 ± 2,66
VE	EV-bajo	2,14 ± 1,52	0,71 ± 0,38	5,41 ± 3,84	0,91 ± 0,93
VE	EV-alto	3,29 ± 2,33	1,08 ± 0,58	8,30 ± 5,89	1,39 ± 1,42

coeficiente de exportación de PT y PO₄³⁻ e intermedios de NT y NID (pero muy cercanos a los valores máximos registrados), mientras que AA presentó el máximo valor de NT, e intermedios de PT y PO₄³⁻. DA obtuvo el máximo valor de NID y mínimos del resto de los nutrientes en el agua.

El valor de escorrentía empleado determinó el valor del coeficiente de exportación de nutrientes, independientemente del tipo de pastura. Las variantes del método 1, que emplea el número de eventos de lluvia capaces de

generar escorrentía (EV), obtuvieron menores valores de coeficiente de exportación respecto a las del método 2, que utilizan una estimación de la escorrentía anual (EA). Sin embargo, los valores de coeficiente de exportación fueron más sensibles al valor de escorrentía anual que al valor de número de eventos de lluvia. En el caso del PT (Figura 2), la variación del coeficiente de exportación fue mayor para el método 1 (EA) que para el método 2 (EV) (178% y 153%, respectivamente).

Por otro lado, al comparar tres niveles de concentración de PT en agua de escorrentía simulada (valores mínimos, medios y máximos entre ambas estaciones del año), también se observó una variación importante de los valores de coeficiente de exportación. Para el coeficiente de exportación de PT, la variación promedio fue más alta comparando los diferentes valores de concentración de PT en agua de escurrimiento (223% mayor) que entre distintas formas de estimar el escurrimiento (166% mayor) (Figura 2).

DISCUSIÓN

El fósforo del suelo mostró una fuerte estratificación vertical, típico de cultivos bajo siembra directa (Baker *et al.*, 2017). La exportación de nutrientes desde suelos bajo uso pastoril presentó una clara estacionalidad y diferencias entre tipo de pasturas, siendo mayor en verano que en invierno, y moderadamente mayor en verdes (VE), seguida de una pastura instalada en primavera (AA: alfalfa + cebadilla + trébol blanco). En general, la exportación de nutrientes se relacionó con los sólidos suspendidos del suelo (SS), el contenido de fósforo (P Bray I) en suelo y negativamente con la cobertura, entre otros factores. Los valores de coeficiente de exportación de nutrientes fueron altamente dependientes de la forma de estimación empleada, en especial del valor de escorrentía utilizado, así como el valor de concentración en agua utilizado (valor máximo, mínimo o medio).

Efecto de la estacionalidad y los tipos de pastura en las características del suelo

Se observaron marcadas diferencias en las características de los suelos entre invierno y verano, principalmente determinadas por el contexto climático. La acumulación de precipitaciones en verano estuvo por debajo de lo normal para la zona, ya que el suelo se encontraba con bajo contenido de agua volumétrica (media de 42% y 22% en invierno y verano, respectivamente). La baja humedad en verano provocó la formación de grietas en el suelo, lo que parece haber afectado de forma diferente a las pasturas, donde DA (la pastura de dactylis y trébol) presentó diferencias menores en el contenido de humedad de suelo entre estaciones.

La D_{ap} no fue afectada por la estacionalidad; sin embargo, fue la única variable del suelo que presentó un efecto positivo y significativo de la carga animal. El aumento de la D_{ap} puede estar explicado por la mayor compactación que genera el pisoteo debido al mayor número de animales por unidad de superficie. Este efecto fue reportado por Van Haveren (1983) para suelos de textura fina, y también por una revisión realizada por Abdalla *et al.* (2018) sobre el efecto de la intensidad de pastoreo en pastizales del mundo.

En cuanto al contenido de nutrientes en el suelo, en VE de verano se encontró un mayor contenido de fósforo Bray I en los primeros 2,5 cm de suelo; mientras que para AA y DA no hubo diferencias entre estaciones. Esto se habría debido a la fertilización con fósforo que recibió

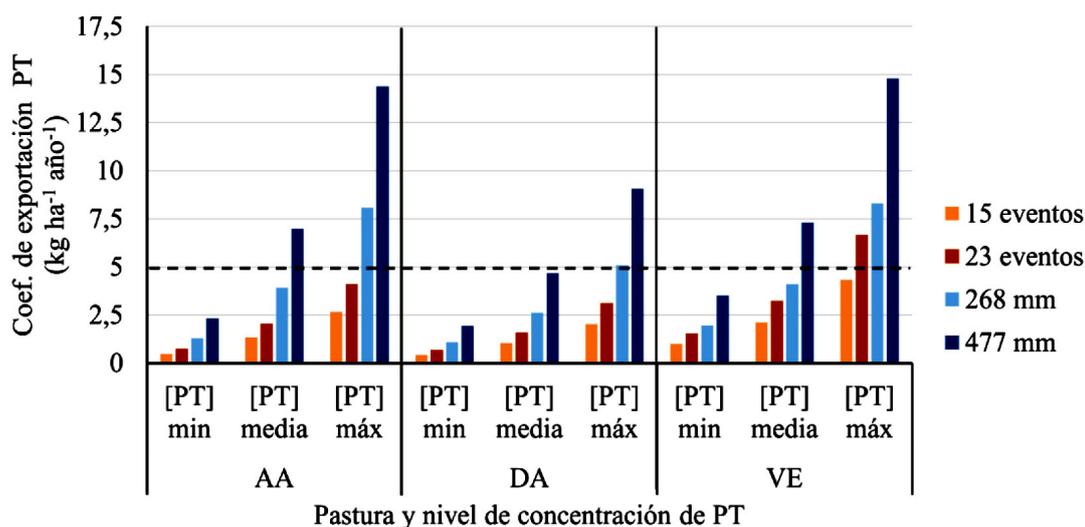


Figura 2. Coeficientes de exportación de fósforo total (PT) según tipo de pastura: AA (alfalfa + cebadilla + trébol blanco), DA (dactylis + trébol blanco) y VE (verde) y nivel de concentración de PT, [PT], en agua de escorrentía simulada, según método de estimación por escurrimiento anual (EA) o número de eventos (EV) (EA-bajo: 268 mm, EA-alto: 477 mm, EV-bajo: 15 eventos mayores a 30 mm; EV-alto: 23 eventos mayores a 12,7 mm). [PT] min, [PT] media y [PT] máx corresponden al promedio de las concentraciones mínimas, medias y máximas de PT en el agua de escurrimiento, obtenida mediante la simulación de lluvia en ambas estaciones, para cada tipo de pastura, respectivamente.

VE en verano y no necesariamente a un efecto de la estacionalidad. Sin embargo, el período seco en el verano habría favorecido la acumulación de nitratos en suelo, explicando su mayor concentración, entre otras variables como una mayor tasa de mineralización, menor crecimiento y absorción de N por plantas, una menor lixiviación de nitrato (Mallarino y Wedin, 1990). Por el contrario, la concentración de amonio sufrió el efecto inverso al nitrato, observándose en general mayores valores durante el invierno.

Pese a las diferencias en el contenido de agua y nutrientes entre estaciones del año, el porcentaje de cobertura del suelo en verano fue significativamente diferente sólo para DA respecto de las otras pasturas, donde la superficie de suelo cubierto fue menor en verano. Esta disminución en el número de plantas en DA podría deberse a una menor tolerancia a la sequía en comparación con VE de verano y AA. La carga animal no mostró efectos en la cobertura del suelo, debido a que las pasturas evaluadas en este trabajo se manejaron respetando un mismo remanente mínimo de vegetación post pastoreo del potrero. Por lo tanto, una mayor carga animal promedio en el sistema pudo no haber implicado una mayor intensidad de pastoreo, sino haber afectado únicamente el tiempo de alimentación de los animales en cada potrero.

Estratificación y valores críticos de fósforo en el suelo

Durante el estudio se registró una elevada estratificación de fósforo en los primeros 2,5 cm de suelo, presentando en promedio casi tres veces más concentración de fósforo respecto de la profundidad de 0 a 15 cm ($FE = 3,1$), en coincidencia con lo observado por Perdomo *et al.* (2015) en la cuenca del Río Santa Lucía en sitios bajo producción lechera ($FE = 3,8$). El nivel de estratificación de fósforo en suelo se debe a la aplicación del fertilizante fosfatado superficialmente y sin incorporar al suelo, típico de sistemas de siembra directa (Bordoli *et al.*, 2004; Suñer *et al.*, 2007; Baker *et al.*, 2017). Pese a este valor de estratificación, el contenido medio de P Bray observado en los primeros 15 cm de suelo estuvo por debajo del límite máximo de $31 \mu\text{g g}^{-1}$ establecido por el MVOTMA (2013); por encima del cual no existe respuesta a la fertilización con este nutriente (DEFRA, 2010). Sin embargo, ese valor medio estuvo por encima del nivel crítico establecido para la alfalfa de $25 \mu\text{g g}^{-1}$ (Ayala *et al.*, 2008), especie que presenta el mayor requerimiento de fósforo dentro de las pasturas

evaluadas. Esto indicaría que los valores de concentración de fósforo en el suelo fueron superiores a los niveles necesarios para que se produzca respuesta a la fertilización con este nutriente.

Efecto del tipo de pastura y la estacionalidad en la exportación de nutrientes

La exportación de nutrientes en agua de escorrentía superficial desde pasturas sembradas presentó una marcada estacionalidad y diferencias entre tipos de pasturas, aunque de menor magnitud. El coeficiente de escurrimiento en la simulación de lluvia fue menor en verano que en invierno, mientras que la concentración en agua de sólidos en suspensión (SS) y de todas las formas de nutrientes evaluadas fue claramente mayor. En general se observó una tendencia a que VE presente mayor coeficiente de escorrentía y mayores valores de concentración de nutrientes en agua en invierno y elevados (aunque no siempre se alcancen los valores máximos) en verano. Sin embargo, en algunas variables esa tendencia no fue significativa, u otras pasturas (AA o DA) alcanzaron valores relativos mayores. La interacción entre factores de los ANAVAS indicó que el efecto del tipo de pastura en sí mismo no es independiente del efecto de la estación del año, por lo que ambos factores influyen.

Sin embargo, al observar los valores de las cargas de nutrientes, obtenidas como la multiplicación de la concentración de nutrientes por el volumen de escorrentía simulada, se vio un efecto más evidente del tipo de pastura: VE obtuvo los valores más elevados de carga de SS y nutrientes exportados, debido en parte al mayor escurrimiento y mayores valores relativos de nutrientes. Esto muestra como el proceso de exportación de nutrientes depende de dos factores fundamentales, la concentración en el agua de escorrentía y el volumen de agua. Estos están relacionados entre sí y dependen de procesos diferentes en la interfaz agua de escorrentía-suelo superficial. Para que la carga de SS y nutrientes exportados aumente se requiere de un aporte elevado de escorrentía y de nutrientes, que permita contrarrestar el efecto de dilución causada por un mayor volumen de escorrentía. Para esto, el contenido de agua y las propiedades físicas del suelo que reducen la infiltración son fundamentales, pero también el contenido y disponibilidad de nutrientes en el suelo. Esto explicaría la alta variabilidad en la exportación de nutrientes, y muestra la necesidad de contar con métodos que puedan estimar adecuadamente ambos factores.

La carga animal, en los niveles manejados en este trabajo, no tuvo un efecto significativo sobre la concentración de nutrientes y SS en el agua de escurrimiento. Esto coincide con los resultados obtenidos en otros trabajos (Capece *et al.*, 2007; Salazar *et al.*, 2011; Doody *et al.*, 2014).

Relación entre los nutrientes exportados en agua de escorrentía, las variables edáficas y los tipos de pasturas

La cobertura de suelo estuvo relacionada con menores concentraciones de nutrientes totales en el agua de escurrimiento, efecto que fue más claro a valores de cobertura mayores al 80%. Además, los modelos de regresión múltiple seleccionaron a la cobertura con coeficiente negativo para explicar la carga de todos los nutrientes analizados. Esto resalta la importancia de mantener el suelo cubierto para disminuir las pérdidas de nutrientes por escurrimiento. En este sentido, Hart y Cornish (2012) informaron la misma relación recomendando una cobertura de suelo mayor al 90% como primer paso para reducir las pérdidas de fósforo desde sitios con pasturas. Coincidente con esto, Abu-Zreig *et al.* (2003) observaron mayor retención de fósforo a mayor porcentaje de cobertura de suelo.

Asimismo, tanto los análisis de correlación como los modelos de regresión establecieron relación entre la concentración de PT, NT y los SS, indicando la relevancia de los procesos erosivos en el aporte de nutrientes particulados. Además, PT y NT estuvieron relacionadas entre sí y con el fósforo soluble, lo que muestra que su aporte está condicionado por procesos similares que ocurren en la interfase agua de escorrentía-suelo superficial. Por el contrario, la falta de relación entre las formas disueltas de nitrógeno con otras variables indicaría que su aporte en el agua de escorrentía está mediado por otros procesos, como su mayor movilidad a napas más profundas por su mayor solubilidad, así como por procesos microbiológicos.

La correlación del fósforo soluble con el fósforo disponible en suelo (*Bray I*) en los primeros 2,5 cm de profundidad de suelo coincide con lo reportado en estudios similares en pasturas de otras regiones (Pote *et al.*, 1996; Sharpley *et al.*, 1996; Cornish *et al.*, 2002). La concentración de P *Bray I* en suelo fue seleccionada en el modelo de regresión tanto para carga de fósforo total como de fósforo soluble, siendo más importante para esta última variable. Estos resultados son muy relevantes en el contexto actual, donde la siembra directa es

una tecnología generalizada en Uruguay y recomendada como buena práctica para disminuir la erosión del suelo. Además, muestran que el fósforo disuelto tiene una movilidad superficial importante, alcanzando valores de exportación elevados. Si bien, la mayor cobertura del suelo reduce su aporte, los altos valores de contenido de fósforo lábil en el suelo superficial, propiciados por la siembra directa (Daverede *et al.*, 2003), pueden aumentar considerablemente el riesgo de exportación a los ecosistemas acuáticos.

Hacia una forma de estimación de la exportación de nutrientes desde los usos del suelo

Dentro del rango posible de formas de estimación de coeficientes de exportación de nutrientes desde los usos del suelo, en este trabajo se abordó la escala de sitio, empleando un simulador portátil de lluvia. Se realizó una comparación en base a diferentes formas de obtener la escorrentía superficial y diferentes niveles de concentración de nutrientes en agua de escorrentía. El simulador de lluvia es un instrumento que permite obtener un valor de concentración de nutrientes y SS en el agua de escorrentía generada *in situ* artificialmente sobre diferentes coberturas del suelo. El valor de concentración se puede emplear para obtener valores de carga instantánea de nutrientes exportada, si se multiplica por el volumen escurrido. Sin embargo, debido a que el tiempo de simulación de la lluvia es muy corto (minutos), el valor de carga es muy bajo y requiere de estimaciones de volumen de escorrentía más realistas para generar datos de coeficientes de exportación. Por esto, se emplearon dos aproximaciones diferentes para obtener valores de escorrentía anuales que permitan extrapolar el valor de concentración obtenido con el simulador de lluvia a un valor anual y de esta forma obtener coeficientes de exportación expresados en masa de nutrientes por unidad de área y año.

El método 1 utilizó valores de escorrentía estimados por modelos hidrológicos, pero el rango de valores obtenidos por diferentes autores para la zona de estudio fue muy amplio, lo que generó valores extremos de exportación de nutrientes. Por otro lado, el segundo método, que utiliza el número de eventos de lluvia capaces de generar escorrentía en un año (como un "proxy" de escorrentía), parece arrojar valores de exportación muy bajos, aunque presenta una simplicidad de cálculo muy conveniente.

Asimismo, el valor estimado de los coeficientes de exportación fue influenciado por el nivel de concentración del nutriente en el agua de escurrimiento (Figura 2).

Para disminuir esta variabilidad es importante estandarizar la forma de medir la concentración del nutriente a través de la simulación de lluvia. Se debería, a su vez, utilizar un número óptimo de repeticiones y estandarizar la forma de las mediciones a campo (e.g. pendiente, humedad de suelo, cobertura del suelo).

En general, los valores medios estimados de los coeficientes de exportación para PT estuvieron por debajo del valor de referencia de 5 kg PT ha⁻¹ año⁻¹ (Figura 2, línea punteada). Este es un umbral que se definió en los estados de Iowa y Wisconsin en Estados Unidos (Mallarino *et al.*, 2002; Perdomo *et al.*, 2015), por encima del cual se generarían impactos altos en la calidad del agua. Únicamente la variante EA-alto del método 1, que emplea el valor de escurrimiento anual estimado por Genta *et al.* (2001), mostró valores medios por encima de este umbral para los usos AA y VE. Por otra parte, a excepción de la carga estimada para VE por la variante EV-bajo del método 2, las cargas anuales de fósforo soluble estimadas por el método 2 (que utilizan el número de eventos de lluvia en el año capaces de generar escurrimiento) estuvieron por debajo del valor de referencia de 1 kg PO₄³⁻ ha⁻¹ año⁻¹. Este valor se considera el umbral aceptable sugerido por Perdomo *et al.* (2015) para minimizar impactos en la calidad del agua. Sin embargo, todos los valores de fósforo soluble estimados por el método 1, a excepción del escurrimiento bajo (EA-bajo) en la pastura con dactylis (DA), estuvieron por encima de dicho umbral. Existen valores nacionales para carga anual de fósforo total (1,2 kg ha⁻¹ año⁻¹) y soluble (0,5 kg ha⁻¹ año⁻¹), obtenidos mediante parcelas de escurrimiento y lluvia natural (Lescano *et al.*, 2017) que son similares en orden de magnitud a los estimados en este trabajo, principalmente a través del método 2.

Respecto al coeficiente de exportación de NT, el valor reportado por Lescano *et al.* (2017) (20 kg ha⁻¹ año⁻¹) fue mayor a cualquiera de los valores medios estimados para los tres tipos de pasturas y los dos métodos de estimación empleados, aunque es similar al límite superior de la media general (19,89 kg ha⁻¹ año⁻¹) del presente trabajo. Sin embargo, el coeficiente de exportación de NID reportado por esos autores (1,9 kg ha⁻¹ año⁻¹) fue similar al estimado por la variante EA-bajo del método 1 para los tres tipos de pasturas.

Por otro lado, en un reporte técnico recientemente publicado se presenta información de carga y concentración de P y N en agua de escurrimiento obtenida a partir del mismo simulador Eijkelkamp (Rodríguez-Gallego *et al.*, 2020). Los valores reportados en este informe se ubican

dentro del mismo orden de magnitud que los hallados en el presente trabajo. Hasta ahora, los únicos reportes sobre exportación de N en Uruguay son los presentados por Lescano *et al.* (2017), Rodríguez-Gallego *et al.* (2020) y el presente trabajo, lo que resalta la importancia de seguir generando mediciones, de ambos nutrientes, para determinar coeficientes de exportación más confiables para este país.

El presente trabajo evidencia la necesidad de definir para métodos de estimación de coeficientes de exportación de nutrientes para las condiciones de clima, suelos y producción de Uruguay. Estos métodos deben permitir obtener información de manera sencilla y rápida, y evitar el requerimiento de modelaciones sofisticadas para su empleo. Para esto es necesario definir una forma estándar de obtener valores de escurrimiento (o sus "proxys") y de concentración de nutrientes, ya que los coeficientes de exportación pueden ser muy sensibles a la forma de estimar estas variables. El uso del simulador de lluvia para generar datos reales de concentración de nutrientes en agua de escurrimiento *in situ* aparece como un método a considerar.

CONCLUSIONES

Existen efectos del tipo de pastura sobre la concentración de nutrientes en el agua de escurrimiento, sin embargo, éstos dependen también de factores climáticos y de manejo. El aumento de la carga animal, en los niveles evaluados en este trabajo, no tuvo efecto sobre la contaminación difusa de aguas superficiales. Por otro lado, los factores que afecten la concentración superficial del fósforo (e.g. sistema de laboreo, siembra y fertilización) impactarán directamente en las concentraciones de fósforo en el agua de escurrimiento. Asimismo, manejos que favorezca una mayor proporción de suelo cubierto pueden disminuir las pérdidas de nitrógeno y fósforo total con el agua de escurrimiento. Por otro lado, la simulación de lluvia aparece como una herramienta útil para generar estimaciones de pérdida de nutrientes en el agua de escurrimiento que aporten a la obtención de coeficientes de exportación anuales específicos en cultivos forrajeros. También es importante prestar atención a los valores de escurrimiento anual real utilizados, ya que es una variable que afecta sensiblemente las estimaciones de las pérdidas anuales de nutrientes.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a Pable Chilbroste, Ricardo Mello, Gastón Ortega, Tatiana Núñez y personal de operaciones de

la Unidad de Producción Lechera del Centro Regional Sur de la Facultad de Agronomía (Uruguay), por brindarnos el espacio del experimento de la Red Tecnológica Sectorial para realizar nuestras actividades. Agradecemos también a Liliana del Pino y Rodrigo Icardi, por su apoyo durante el trabajo de campo, y a Soledad Costa,

por su colaboración en el análisis de las muestras de agua en el laboratorio del Centro Universitario Regional Este (Rocha) de la Udelar. Este trabajo estuvo enmarcado en la tesis de maestría de Andrés Castagna, financiada por la Agencia Nacional de Innovación e Investigación (POS_NAC_2015_1_109543).

BIBLIOGRAFÍA

- Abdalla, M., Hastings, A., Chadwick, D. R., Jones, D. L., Evans, C. D., Jones, M. B., Rees, R. M. y Smith, P. (2018). Critical review of the impacts of grazing intensity on soil organic carbon storage and other soil quality indicators in extensively managed grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 253(2018): 62-81. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.10.023>
- Abu-Zreig, M., Rudra, R. P., Whiteley, H. R., Lalonde, M. N. y Kaushik, N. K. (2003). Phosphorus removal in vegetated filter strips. *Journal of Environmental Quality*, 32(2): 613-619. Doi: <https://doi.org/10.2134/jeq2003.6130>
- Akaike, H. (1974). A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, 19(6), 716-723. Doi: <https://doi.org/10.1109/TAC.1974.1100705>
- Alonso, J., Quintans, F., Taks, J., Conde, D., Chalar Marquisá, G., Bonilla, S., Arocena, R., Haakonsson, S., Aubriot, L., et al., Méndez, H. (2019). Water Quality in Uruguay: Current status and challenges. En: Roldán, G., Tundisi, J., Jiménez, B., Vammen, K., Vaux, H., González, E. y Doria, M. (Eds.). *Water Quality in the Americas: Risk and Opportunities*. (pp. 561-597). Inter-American Network of Academies of Sciences (IANAS-IAP), Ciudad de México, México.
- Altamirano, A., Da Silva, H., Durán, A., Echeverría, A., Panario, D. y Puentes, R. (1976). Carta de reconocimiento de suelos del Uruguay: clasificación de suelos. Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca, Montevideo, Uruguay.
- American Public Health Association-APHA. (1985). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 16. Washington, Estados Unidos: APHA.
- Arocena, R., Chalar, G., Perdomo, C., Fabián, D., Pacheco, J. P., González, M., Olivero, V., Silva, M., García, P. y Etchebarne, V. (2013). Impacto de la producción lechera en la calidad de los cuerpos de agua. *Augm Domus*, 5(1), 42-63.
- Aubriot, L. E. (2017). Evolución de la eutrofización en el Río Santa Lucía: influencia de la intensificación productiva y perspectivas. *Innotec*, 14(14), 7-16. Doi: <https://doi.org/10.26461/14.04>
- Aubriot, L., Zabaleta, B., Bordet, F., Sienna, D., Risso, J., Achkar, M. y Somma, A. (2020). Assessing the origin of a massive cyanobacterial bloom in the Río de la Plata (2019): Towards an early warning system. *Water Research*, 181, 115944. Doi: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115944>
- Ayala, W., Bermúdez, R., Carámbula, M., Morón, A. y Bermúdez, R. (2008). Seminario de actualización técnica: fertilización fosfatada de pasturas en la Región Este. *INIA. Serie Técnica* 172.
- Baker, D. B., Johnson, L. T., Confesor, R. B. y Crumrine, J. P. (2017). Vertical Stratification of Soil Phosphorus as a Concern for Dissolved Phosphorus Runoff in the Lake Erie Basin. *Journal of environmental quality*, 46(6), 1287-1295. Doi: <https://doi.org/10.2134/jeq2016.09.0337>
- Barreto, P. (2008). Efectos iniciales de la forestación sobre la calidad del agua de escurrimiento en una cuenca del río Tacuarembó. Tesis de Máster en Ciencias Agrarias. Facultad de Agronomía, Udelar, Montevideo, Uruguay.
- Barreto, P., Dogliotti, S. y Perdomo, C. (2017). Surface Water Quality of Intensive Farming Areas Within the Santa Lucia River Basin of Uruguay. *Air, Soil and Water Research*, 10, 1-8. Doi: <https://doi.org/10.1177/1178622117715446>
- Bendschneider, K. y Robinson, R. J. (1952). A new spectrophotometric method for determination of nitrite in the sea water. *Journal Marine Research*, 11, 87-96.
- Blake, G. R. y Hartge, K. H. (1986). Bulk Density. En: Klute, A. (Ed.). *Methods of soil analysis: Part 1. Physical and Mineralogical Methods* (pp. 363-375). Madison, Wisconsin, USA: American Society of Agronomy and Academic Press.
- Bonilla, S., Haakonsson, S., Somma, A., Gravier, A., Britos, A., Vidal, L., De León, L., Brena, B., Pérez, M., et al. Aubriot, L. (2015). Cianobacterias y cianotoxinas en ecosistemas límnicos de Uruguay. *INNOTECH*, 10, 9-22.
- Bordoli, J. M., Quincke, A. y Marchessi, A. (2004). Fertilización fosfatada de trigo en siembra directa. XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. 22-25 de junio de 2004, Paraná, Entre Ríos, Argentina.
- Bormann, N. L. B., Baxter, C. A., Andraski, T. W., Good, L. W. y Bundy, L. G. (2012). Scale-of-measurement effects on phosphorus in runoff from cropland. *Journal of Soil and Water Conservation*, 67(2), 122-133. Doi: <https://doi.org/10.2489/jswc.67.2.122>
- Bray, R. H. y Kurtz, L. T. (1945). Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. *Soil Science*, 59(1), 39-45.
- Buytaert, W. y Breuer, L. (2013). Water resources in South America: Sources and supply, pollutants and perspectives. *Proceedings of the IAHS-IAPSO-IASPEI Assembly*, 359, 106-113.
- Capece, J. C., Campbell, K. L., Bohlen, P. J., Graetz, D. A. y Portier, K. M. (2007). Soil phosphorus, cattle stocking rates, and water quality in subtropical pastures in Florida, Estados Unidos. *Rangeland Ecology and Management*, 60(1), 19-30. Doi: <https://doi.org/10.2111/05-072R1.1>
- Carpenter, S. R. (2005). Eutrophication of aquatic ecosystems: Bistability and soil phosphorus. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102(29), 10002-10005. Doi: <https://doi.org/10.1073/pnas.0503959102>
- Carpenter, S. R. (2008). Phosphorus control is critical to mitigating eutrophication. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105(32), 11039-11040. Doi: <https://doi.org/10.1073/pnas.0806112105>

- Chalar, G., García-Pesenti, P., Silva-Pablo, M., Perdomo, C., Olivero, V. y Arocena, R. (2017). Weighting the impacts to stream water quality in small basins devoted to forage crops, dairy and beef cow production. *Limnológica*, 65, 76-84. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.limno.2017.06.002>
- Cho, K. H., Kang, J. H., Ki, S. J., Park, Y., Cha, S. M. y Kim J. H. (2009). Determination of the optimal parameters in regression models for the prediction of chlorophyll-a: A case study of the Yeongsan Reservoir, Korea. *Science of the Total Environment*, 407(8), 2536-2545. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.01.017>
- Cornish, P. S., Hallissey, R. y Hollinger, E. (2002). Is a rainfall simulator useful for estimating phosphorus runoff from pastures - A question of scale-dependency? *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 42(7), 953-959. Doi: <https://doi.org/10.1071/EA01143>
- Daverede, I. C., Kravchenko, A. N., Hoefft, R. G., Nafziger, E. D., Bullock, D. G., Warren, J. J. y Gonzini, L. C. (2003). Phosphorus runoff: effect of tillage and soil phosphorus levels. *Journal of environmental quality*, 32(4), 1436-1444. Doi: <https://doi.org/10.2134/jeq2003.1436>
- Deng, N., Li, H. y Shi, D. (2011). Preliminary Experimental Study on Effectiveness of Vegetative Filter Strip to Pollutants in Surface Runoff. *Journal of Water Resource and Protection*, 3, 222-227. Doi: <https://doi.org/10.4236/jwarp.2011.34028>
- de Paula Filho, F. J., Sampaio, A. D. de S., Menezes, J. M. C., Costa, C. T. F. y Santiago, M. O. (2019). Land uses, Nitrogen and Phosphorus estimated fluxes in a Brazilian semi-arid watershed. *Journal of Arid Environments*, 163, 41-49. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2019.01.001>
- Department for Environment Food and Rural Affairs-DEFRA. (2010). *Fertiliser Manual (RB209)*. 8th ed. The Stationery Office, Londres, Reino Unido.
- Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., Gonzalez, L., Tablada, M. y Robledo, C. W. (2018). *InfoStat* (versión 2018). Córdoba, Argentina: FCA, Universidad Nacional de Córdoba. Recuperado de: <http://www.infostat.com.ar/>
- Dodd, W. K. y Smith, V. H. (2016). Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. *Inland Waters*, 6(2), 155-164. Doi: <https://doi.org/10.5268/IW-6.2.909>
- Doody, D. G., Ferris, C. P. y Watson, C. J. (2014). Nutrient losses from two contrasting dairy cow grazing systems. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*, 114(2), 61-70. Doi: <https://doi.org/10.3318/bioe.2014.10>
- Dougherty, W. W. J., Fleming, N. K. N., Cox, J. W. y Chittleborough, D. J. (2004). Rainfall simulation underestimates runoff phosphorus concentrations from dairy pastures. Proceedings of SuperSoil 2004 Conference (Third Australian New Zealand Soils Conference), 5-9 p. Recuperado de: http://www.regional.org.au/au/pdf/asssi/supersoil2004/1560_doughertyw.pdf
- Durán, A. (1997). Clasificación hidrológica de los suelos del Uruguay. *Agrociencia*, 1(1), 15-29.
- Durán, A., Califra, A., Molfino, J. H. y Lynn, W. (2006). *Keys to Soil Taxonomy for Uruguay*. Washington, Estados Unidos: United States Department of Agriculture (USDA), Natural Resources Conservation Service.
- Ferrari, D., Pozzolo O. y Ferrari, H. (2006). Desarrollo de software para estimación de cobertura vegetal. VII Congreso latinoamericano y del Caribe de Ingeniería agrícola y V Congreso Internacional de Ingeniería Agrícola. Chillán, Chile (9-12 de mayo de 2006). Chillán: Facultad de Ingeniería Agrícola, Universidad de Concepción.
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Snyder, P. K. et al. (2005). Global consequences of land use. *Science*, 309(5734), 570-574. Doi: <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Genta, J., Failache, N., Alonso, J., Chao, R., Sordo, A. y Fernández, C. (2001). *Balances hídricos superficiales en cuencas del Uruguay*. Montevideo, Uruguay: Facultad de Ingeniería, Universidad de la República - Dirección Nacional de Hidrografía, Ministerio de Transporte y Obras Públicas, Uruguay y PHI-UNESCO.
- Getahun, E. y Keefer, L. (2016). Integrated modeling system for evaluating water quality benefits of agricultural watershed management practices: Case study in the Midwest. *Sustainability of Water Quality and Ecology*, 8, 14-29. Doi: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.swaqe.2016.06.002>
- Good, L. W., Panuska, J. y Vadas, P. (2010). *Current calculations int the Wisconsin P Index*. Wisconsin, Estados Unidos: Collage of Agriculture and Life Science. Recuperado de: <https://wpindex.soils.wisc.edu/wp-content/uploads/sites/206/2011/10/PIndexdocumentforweb-Nov-182010final.pdf>
- Hart, M. R. y Cornish, P. S. (2012). Available soil phosphorus, phosphorus buffering and soil cover determine most variation in phosphorus concentration in runoff from pastoral sites. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 93(2), 227-244. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10705-012-9512-2>
- Iserloh, T., Ries, J. B., Cerdà, A., Echeverría, M. T., Fister, W., Geißler, C., Kuhn, N. J., León, F. J., Peters, P., Schindewolf, M., Schmidt, J., Scholten, T. y Seeger, M. (2013). Comparative measurements with seven rainfall simulators on uniform bare fallow land. *Zeitschrift für Geomorphologie, Supplementary Issues*, 57, 11-26. Doi: <https://doi.org/10.1127/0372-8854/2012/S-00085>
- Johnes, P. J. (1996). Evaluation and management of the impact of land use change on the nitrogen and phosphorus load delivered to surface waters: The export coefficient modelling approach. *Journal of Hydrology*, 183, 323-349. Doi: [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(95\)02951-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(95)02951-6)
- Kamphorst, A. (1987). A small rainfall simulator for the determination of soil erodibility. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 35, 407-415.
- Koroleff, F. (1970). Direct determination of ammonia in natural water as indophenol-blue. ICES. International Conference in the Exploration of the Sea. Information on techniques and methods for sea water analysis. C.M. 1969/ C9. Copenhagen: ICES. (Interlaboratory Reports 3), 19-22 p.
- Lescano, C., Ruibal, M., Barreto, P., Piñeiro, V., Loyoza, J. P., Perdomo, C. y Rodríguez-Gallego, L. (2017). Rol de los pastizales naturales en la retención de nutrientes provenientes de la agricultura. *Innotec*, 13, 78-91. Doi: <https://doi.org/10.26461/13.08>
- Liu, R., Yang, Z., Shen, Z., Yu, S. L., Ding, X., Wu, X. y Liu, F. (2009). Estimating Nonpoint Source Pollution in the Upper Yangtze River Using the Export Coefficient Model, Remote Sensing, and Geographical Information System. *Journal of Hydraulic Engineering*, 135(9), 698-704. Doi: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(2009\)135:9\(698\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(2009)135:9(698))

- Lizarralde, C., Baethgen, W., Cadenazz, M., Capurro, C. y Sawchik, J. (2015). Phosphorus Runoff in a Non-fertilized Soybean Production System of SW Uruguay. *Agrociencia Uruguay*, 19(NE), 24. Recuperado de: <http://164.73.52.167/ojs/index.php/agrociencia/article/view/253>
- Lizarralde, C., Ciganda, V., Baethgen, W. y Quincke, A. (2016). Pérdida de nutrientes en agua de escurrimiento en sistemas de rotaciones contrastantes. *Revista INIA*, 46, 41-43. Recuperado de: <http://www.ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/6134/1/Revista-INIA-Uruguay-n.-46.-p.-41-43.-2016.pdf>
- Mallarino, A. P. y Wedin, W. F. (1990). Seasonal distribution of topsoil ammonium and nitrate under legume-grass and grass swards. *Plant and Soil*, 124(1), 137-140. Doi: <https://doi.org/10.1007/BF00010941>
- Mallarino, A. P., Stewart, B. M., Baker, J. L., Downing, J. D. y Sawyer, J. E. (2002). Phosphorus indexing for cropland: Overview and basic concepts of the Iowa phosphorus index. *Journal of Soil and Water Conservation*, 57(6), 440-447.
- Manta, E., Cancela, H., Cristina, J. y García-Prechac, F. (2013). Informe sobre la calidad del agua en la cuenca del Río Santa Lucía: estado de situación y recomendaciones. Montevideo, Uruguay: Udelar. Recuperado de: <http://www.universidad.edu.uy/renderResource/index/resourceId/26286/siteId/1/>. Acceso: 10 de marzo de 2018
- Matson, P. A., Parton, W. J., Power, A. G. y Swift, M. J. (1997). Agricultural Intensification and Ecosystem Properties. *Science*, 277(5325), 504 - 509. Doi: <https://doi.org/10.1126/science.277.5325.504>
- Mockus, V. (1972). Chapter 10: Estimation of direct runoff from storm rainfall. En: *USDA, SCS National Engineering Handbook. Section 4. Hydrology*. Washington, DC, Estados Unidos: U.S. Government Printing.
- Moss, B. (2010). *Ecology of fresh waters: a view for the twenty-first century*. 4ª ed. Oxford: Wiley-Blackwell.
- Müller, R. y Widemann, O. (1955). Die bestimmung des nitrations in Wasser. *VonWasser*, 22, 247-271.
- Murphy, J. y Riley, J. P. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 27, 31-36.
- Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente de Uruguay-MVOTMA. (2013). Plan de acción para la protección de la calidad ambiental y la disponibilidad de las fuentes de agua potable en la cuenca del Santa Lucía. Recuperado de: <https://mivotma.gub.uy/component/k2/item/10010182-plan-de-accion-para-la-proteccion-del-agua-en-la-cuenca-del-santa-lucia-junio-2015>. Acceso 5 de julio de 2019
- Pacheco, J. P., Arocena, R., Chalar, G., García, P., González-piana, M., Olivero, V. y Silva, M. (2012). Evaluación del estado trófico de arroyos de la cuenca de Paso Severino (Florida, Uruguay) mediante la utilización del índice biótico TSI-BI. *AUG Mdomus*, 4, 80-91. Recuperado de: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/25745>
- Panagopoulos, Y., Makropoulos, C., Baltas, E. y Mimikou, M. (2011). SWAT parameterization for the identification of critical diffuse pollution source areas under data limitations. *Ecological Modelling*, 222(19), 3500-3512. Doi: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.08.008>
- Perdomo, C., Barreto, P. y Piñeiro, V. (2015). Pérdidas de fósforo desde suelos agrícolas hacia aguas superficiales: resultados preliminares para Uruguay y posibles medidas de manejo para mitigar riesgos. En: Ribeiro, A. y Barbazán, M. (Eds.), *IV Simposio Nacional de Agricultura, Buscando el camino para la intensificación sostenible de la agricultura* (pp. 77-94). Montevideo, Uruguay: Universidad de la República-Facultad de Agronomía.
- Pote, D. H., Daniel, T. C., Moore Jr., P. A., Nichols, D. J., Sharpley, A. N. y Edwards, D. R. (1996). Relating Extractable Soil Phosphorus to Phosphorus Losses in Runoff. *Soil Science Society of America Journal*, 60, 855-859. Doi: <https://doi.org/https://doi.org/10.2136/sssaj1996.03615995006000030025x>
- Rodríguez-Gallego, L., Calvo, C., de León, G., Castagna, A., Cabrera Lamanna, L., Costa, S., González, L. y Meerhoff, M. (2020). *Evaluación de la dinámica del fósforo en zonas buffer en el Embalse de Paso Severino y propuestas de alternativas de manejo para la reducción de los aportes difusos de este nutriente*. Montevideo, Uruguay: Convenio MVOTMA/DINAMA-UDELAR. CURE, UDELAR. 66 p.
- Rodríguez-Gallego, L., Achkar, M., Defeo, O., Vidal, L., Meerhoff, E. y Conde, D. (2017). Effects of land use changes on eutrophication indicators in five coastal lagoons of the Southwestern Atlantic Ocean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 188, 116-126. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.02.010>
- Ruibal, M. (2018). Importancia de la vegetación herbácea en la provisión del servicio ecosistémico "prevención de la eutrofización" en un predio agrícola-ganadero, en la cuenca de la Laguna de Rocha. Tesis de Maestría de Manejo Costero Integrado) Centro Universitario Regional del Este - Udelar, Maldonado, Uruguay.
- Salazar, F., Alfaro, M., Ledgard, S., Iraira, S., Teuber, N. y Ramírez, L. (2011). Effect of the stocking rate and land slope on nitrogen losses to water on a grazed pasture of southern Chile. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 11(2), 97-108. Doi: <https://doi.org/10.4067/S0718-95162011000200009>
- Schlesinger, W. H., Abrahams, A. D., Parsons, A. J. y Wainwright, J. (1999). Nutrient losses in runoff from grassland and shrubland habitats in Southern New Mexico: I. rainfall simulation experiments. *Biogeochemistry*, 45(1), 21-34. Doi: <https://doi.org/10.1007/BF00992871>
- Sharpley, A., Daniel, T. C., Sims, J. T. y Pote, D. H. (1996). Determining environmentally sound soil phosphorus levels. *Journal of Soil and Water Conservation*, 51(2), 160-166. Recuperado de: <http://www.jsowonline.org/content/51/2/160.abstract>
- Sharpley, A. y Kleinman, P. (2003). Effect of Rainfall Simulator and Plot Scale on Overland Flow and Phosphorus Transport. *Journal of environmental quality*, 32, 2172-2179. Doi: <https://doi.org/10.2134/jeq2003.2172>
- Shaw, R. H. (1963). Estimation of soil moisture under corn. *Research Bulletin (Iowa Agriculture and Home Economics Experiment Station)*, 34(520), 968-980.
- Smith, V. H., Tilman, G. D. y Nekola, J. C. (1999). Eutrophication: Impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, 100(1-3), 179-196. Doi: [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00091-3](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00091-3)
- Suñer, L., Galanti, J., Varela, P. y Rosell, R. (2007). Estratificación de las formas de fósforo en Siembra Directa y su relación con la disponibilidad para los cultivos. *Sistemas productivos del Sur y Sudoeste Bonaerense, Revista Técnica Especial, AAPRESID, CIC, CERZOS y UNS.*, 28-31.

- Tilman, D., Cassman, K. G., Matson, P. A., Naylor, R. y Polasky, S. (2002). Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, 418(6898), 671-677. Doi: <https://doi.org/10.1038/nature01014>
- Vadas, P. A., Kleinman, P. J. A., Sharpley, A. N. y Turner, B. L. (2005). Relating soil phosphorus to dissolved phosphorus in runoff: a single extraction coefficient for water quality modeling. *Journal of environmental quality*, 34(2), 572-580. Recuperado de: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/15758110>
- Valderrama, J. C. (1981). The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*, 10(2), 109-122. Doi: [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0304-4203\(81\)90027-X](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0304-4203(81)90027-X)
- Haveren, B. P. Van. (1983). Soil Bulk Density as Influenced by Grazing Intensity and Soil Type on a Shortgrass Prairie Site. *Journal of Range Management*, 36(5), 586-588. Doi: <https://doi.org/10.2307/3898346>
- Withers, P. J. A., Hodgkinson, R. A., Rollett, A., Dyer, C., Dils, R., Collins, A. L., Bilsborrow, P. E., Bailey, G. y Sylvester-Bradley, R. (2017). Reducing soil phosphorus fertility brings potential long-term environmental gains: A UK analysis. *Environmental Research Letters*, 12(6). Doi: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa69fc>
- Zhou, X., Helmers, M. J., Asbjornsen, H., Kolka, R., Tomer, M. D. y Cruse, R. M. (2014). Nutrient removal by prairie filter strips in agricultural landscapes. *Journal of Soil and Water Conservation*, 69(1), 54-64. Doi: <https://doi.org/10.2489/jswc.69.1.54>