




# Los efectos de la heterogeneidad espacial y temporal sobre la pérdida de suelo en una cuenca agrícola

María Guadalupe Ares<sup>1,2,3,\*</sup> , Ilda Entraigas<sup>2</sup> 

(1) Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Godoy Cruz 2290, (C1425FQB), Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.

(2) Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo Jorge Usunoff" (IHLLA), CIC – CONICET- UNICEN. República de Italia N° 780, (7300), Azul, Argentina.

(3) Facultad de Ingeniería - UNICEN. Av. Del Valle 5737, (7400), Olavarría, Argentina.

\*Autora de correspondencia: María Guadalupe Ares [gares@ihlla.org.ar]

> Recibido el 16 de septiembre de 2021 - Aceptado el 26 de abril de 2022

**Como citar:** Ares, M.G., Entraigas, I. 2022. Los efectos de la heterogeneidad espacial y temporal sobre la pérdida de suelo en una cuenca agrícola. *Ecosistemas* 31(2): 2282. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2282>

## Los efectos de la heterogeneidad espacial y temporal sobre la pérdida de suelo en una cuenca agrícola

**Resumen:** Los efectos de la heterogeneidad espacial y temporal sobre la pérdida de suelo en una cuenca agrícola. El objetivo fue estimar la pérdida de suelo por erosión hídrica (A) mediante la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (EUPS) en una cuenca agrícola ubicada en la Ecorregión Pampa (Argentina) considerando la heterogeneidad espacial dada por sus ambientes, y la heterogeneidad temporal asociada a un ciclo agrícola. Se concibió al paisaje como un mosaico formado por diferentes ambientes: Agrícolas de Suelos Profundos (ASP), Agrícolas de Suelos Someros (ASS), de Vaguadas en Cuenca Superior (VS), de Vaguadas en Cuenca Media e Inferior (VMI), de Cerro y Pastizal Natural (CyPN), del Humedal de Cabecera (HC) y del Cauce Principal (CP). Los valores mensuales de A se estimaron mediante el producto entre factores que consideran los efectos de la lluvia, el suelo, los cultivos, la topografía y el manejo. Los ambientes con uso agrícola (ASP, ASS, VS, VMI y CP) mostraron valores promedio de A entre 1.9 y 0.5 t (ha mes)<sup>-1</sup>, significativamente diferentes del estimado para las áreas de CyPN y del HC (0.04 y 0.002 t (ha mes)<sup>-1</sup>, respectivamente). Las combinaciones de factores que describen la estructura de la cuenca (suelos, topografía, cultivos) contribuyeron a la heterogeneidad espacial de A, y su heterogeneidad temporal estuvo vinculada principalmente a la dinámica estacional de las lluvias. La implementación de la EUPS reflejó las interacciones espaciales y temporales entre los factores que condicionan A y determinan respuestas erosivas diferenciales entre los ambientes de una cuenca agrícola.

**Palabras clave:** agroecosistema; ecorregión Pampa; Ecuación Universal de Pérdida de Suelo; erosión hídrica; paisaje

## The effects of the spatial and temporal heterogeneity on the soil loss in an agricultural basin

**Abstract:** The effects of the spatial and temporal heterogeneity on the soil loss in an agricultural basin. The objective of this work was to calculate the soil loss (A) by the Universal Soil Loss Equation (USLE) in a basin located in the Pampa Ecoregion (Argentina), considering the spatial heterogeneity of their landscape units and the temporal heterogeneity associated with an agricultural cycle. The landscape was represented by a mosaic of seven units: Agricultural of Deep Soils (ASP), Agricultural of Shallow Soils (ASS), Thalwegs in the Upper Basin (VS), Thalwegs in the Middle and Lower Basins (VMI), Hills and Natural Grasslands (CyPN), Headwaters Wetland (HC), and the Main Watercourse (CP). The monthly A values were estimated by the Universal Soil Loss Equation, which calculates the soil loss as the product of factors that consider the effect of the rainfall, the soil, the crops, the topography and the management practices on soil erosion. The landscape units under agriculture (ASP, ASS, VS, VMI and CP) showed mean A values between 1.9 and 0.5 t (ha month)<sup>-1</sup>, significantly different from the estimated for the areas "CyPN" and "HC" (0.04 and 0.002 t (ha month)<sup>-1</sup>, respectively). The factors' combinations which describe the structure of the basin (soils, topography, crops) contributed to the spatial heterogeneity of A, and its temporal heterogeneity was mainly related to the seasonal dynamics of the rainfall. USLE implementation reflected the spatial and temporal interactions among the factors which determine A and cause different erosive responses among the landscape units of an agricultural basin.

**Keywords:** agroecosystem; landscape; Pampa ecoregion; Universal Soil Loss Equation; water erosion

## Introducción

Los agroecosistemas, como resultado de la modificación de ambientes naturales por el hombre, con propósitos agropecuarios, incluyen componentes, interacciones y funciones ecológicas, con características determinadas por los recursos genéticos, el ambiente físico, las prácticas de manejo y los insumos incorporados por los humanos (Zaccagnini et al. 2014). Son sistemas ecológicos cuyo objetivo es la producción de un flujo constante de bienes y servicios de importancia económica, en los cuales el contexto sociocultural

determina las decisiones de manejo que se adoptarán sobre el mismo (Sarandón 2014). En estos ecosistemas modificados, los patrones de uso de la tierra determinan la composición y configuración de los diferentes ambientes cuyo arreglo espacial tiene implicancias en sus aspectos funcionales (Turner 1990). La heterogeneidad espacial hace referencia a la disposición y distribución que las distintas clases de cobertura tienen en el espacio definido por estos paisajes, mientras que la heterogeneidad temporal o cronológica está dada por los cambios que se producen en el tipo de cobertura, sus especies y funciones a través del tiempo (Forman 1995).

La Ecorregión Pampa comprende una extensa planicie de 398.966 km<sup>2</sup> ubicada en el centro Este de la Argentina y constituye el ecosistema de praderas más importante y la zona de producción agrícola-ganadera más antigua de la Argentina (Morello et al. 2012). En las últimas décadas, en esta región se expandieron las superficies destinadas a los cultivos, que desplazaron a los cultivos forrajeros perennes y a los pastizales naturales (Aizen et al. 2009; Herrera et al. 2009). El incremento constante en la presión productiva de las tierras debido a cambios en el uso y las prácticas de manejo ha modificado profundamente la dinámica ecológica de estos paisajes, desencadenando procesos que provocan una disminución de la capacidad productiva del suelo (Behrends Kraemer et al. 2013). La erosión hídrica es el principal problema que compromete la sustentabilidad de todos los sistemas productivos, y la estimación de las pérdidas de suelo por este fenómeno es de suma importancia para la planificación y toma de decisiones a diferentes escalas (Gaitán et al. 2017). Específicamente en Argentina, el 23% del territorio está afectado por este tipo de erosión, lo que representa 64.6 millones de hectáreas (Casas y Albarracín 2015). Esta cuestión no es menor, teniendo en cuenta que, del funcionamiento del suelo, estabilidad, uso eficiente, vinculación con los nuevos escenarios de cambio global y gestión sustentable depende la provisión actual y futura tanto de los alimentos como de todas las materias primas que en las áreas terrestres el hombre obtiene para su sustento y la mejora de su calidad de vida (Pengue 2015).

La interpretación de los problemas y las soluciones que se encuentren a los mismos, dependen en gran medida de la escala que se considere en su análisis. Así, por ejemplo, el proceso erosivo en los agroecosistemas y sus consecuencias ha sido estudiado a escala de parcela experimental (Bagarello y Ferro 2003), lote (Tauta Muñoz et al. 2018), ladera (Cacheiro Pose et al. 2001), cuenca hidrográfica (Behrends Kraemer et al. 2013), región (Fu et al. 2021), incluso todo un país (Gaitán et al. 2017). Las metodologías de investigación de este proceso incluyen las mediciones *in situ* mediante monitoreos de los sedimentos desprendidos y transportados en eventos de lluvia-escurrentía, para dar cuenta de la heterogeneidad temporal del proceso (Ares et al. 2016b; Deuschle et al. 2019), o la identificación de las áreas fuentes de sedimentos en análisis de la heterogeneidad espacial de la erosión hídrica (Tiecher et al. 2018; Torres Astorga et al. 2020). En igual sentido, el uso de modelos constituye otra alternativa para el estudio de la pérdida de suelo y su dinámica en el espacio y en el tiempo (Alewell et al. 2019). De acuerdo con los procesos físicos que simulan, los algoritmos que describen dichos procesos y el requerimiento de datos, existen tres tipos de modelos (Merrit et al. 2003). Estos son los empíricos, como la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (EUPS), establecida por Wischmeier y Smith (1978), los conceptuales como el denominado "Soil and Water Assessment Tool" (Arnold et al. 1990, 1998), o los basados en procesos físicos, entre los que se puede mencionar a "Watershed Erosion Prediction Project" (Flanagan et al. 2001). La EUPS es uno de los modelos más frecuentemente adoptados en el mundo aún hoy por su simplicidad y bajo requerimiento de datos (Benavidez et al. 2018; Alewell et al. 2019; Borrelli et al. 2021). La implementación de este modelo ha contribuido al estudio del proceso erosivo a escala de cuenca en la Argentina y en diversos países (Rodríguez Vagaría y Gaspari 2015; Belasri y Lakhouili 2016; Moreno et al. 2017; Bera 2017; Pham et al. 2018), y a evaluar su dinámica en el tiempo (Meinen y Robinson 2021). No obstante, no son frecuentes aún los trabajos que consideren la aplicación de la EUPS teniendo en cuenta la diversidad de ambientes dentro de las cuencas, que representen sectores de susceptibilidad diferencial a la erosión con necesidades de manejos agronómicos específicos.

El objetivo de este trabajo fue estimar la pérdida de suelo por erosión hídrica mediante la EUPS en una cuenca agrícola ubicada en sector central de la Ecorregión Pampa considerando la heterogeneidad espacial dada por sus ambientes, y la heterogeneidad temporal asociada a un ciclo agrícola. El análisis que aquí se presenta se abordó desde la perspectiva de la Ecología de Paisajes, es decir, adoptando una representación formal del paisaje consti-

tuido por un mosaico de ambientes (Forman y Godron 1986), bajo el supuesto de que dicho modelo permitirá identificar el aporte diferencial de cada elemento del paisaje en el proceso bajo estudio y valorar, así, su contribución al sistema. Esta perspectiva de análisis no implementada aún en nuestra región para el estudio de la erosión hídrica, permite cuantificar diferencialmente el aporte de los distintos ambientes en los agroecosistemas. Esto resulta muy importante al momento de llevar adelante estudios integrales de la complejidad sistémica, ya que brinda herramientas útiles para abordar acciones de manejo, ordenamiento y planificación del territorio.

## Material y métodos

### Área de estudio

La cuenca bajo estudio (Fig. 1) abarca una superficie de 587 ha comprendida en el Complejo Sierras Bonaerenses de la Ecorregión Pampa, y constituye una zona de piedemonte con sectores de afloramientos rocosos que incluye áreas de divisorias y de valles fluviales. El relieve es ondulado, con altitudes máximas entre 260 y 280 m s.n.m. y pendiente media de 3%. El clima es templado húmedo con una temperatura promedio anual de 14.4°C y precipitaciones que alcanzan los 962 mm (1989-2018). El curso de agua principal constituye las nacientes del arroyo Videla que, a su vez, es uno de los principales tributarios del arroyo del Azul. En cuanto a los suelos, en la matriz del paisaje predominan los Argiudoles típicos (67.9%) con buen drenaje, mientras que en las áreas de cerros y lomas se encuentran Hapludoles y Argiudoles líticos (27.6%) y en cercanías al cauce principal, suelos con capacidad de drenaje limitada (4.5%) (INTA 1992).

### Unidades de paisaje (ambientes)

Los ambientes de la cuenca (Tabla 1, Fig. 1b) fueron identificados por Ares (2014) a partir de la clasificación de una imagen SPOT y el soporte de información provista por la carta de suelos (INTA 1992), y por el mapa de pendientes disponible para el área de estudio, sumado al profundo conocimiento del área producto de numerosas campañas de relevamiento. Así, tales unidades se delimitaron considerando distintos elementos del paisaje que poseen características o propiedades relevantes que condicionan la susceptibilidad a la erosión. Ellas son: las geoformas, las pendientes (en cuanto a sus gradientes), la profundidad efectiva del suelo (referida a aquella que pueden explorar las raíces de cultivos o de coberturas naturales), y la presencia de coberturas vegetales naturales o implantadas.

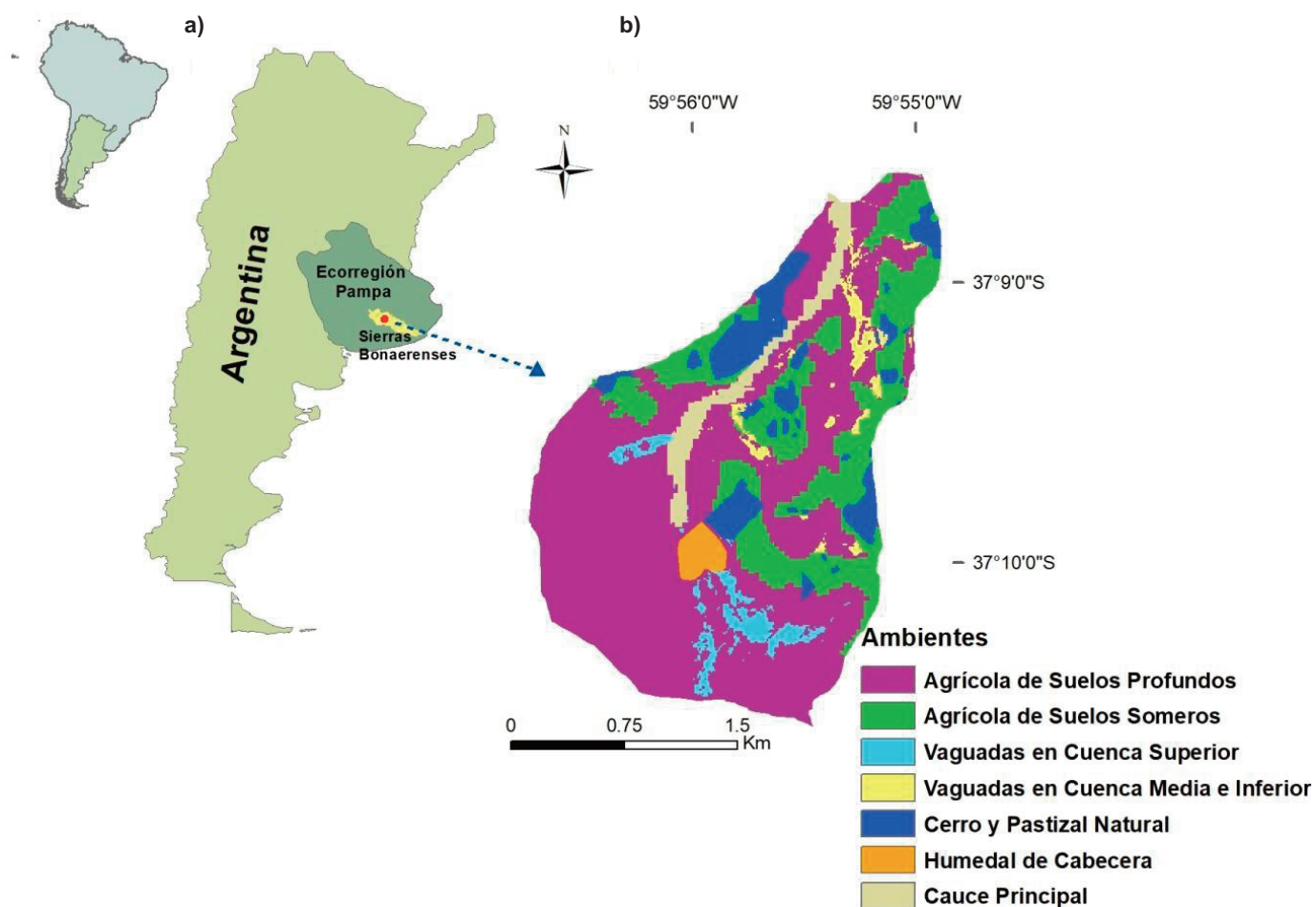
El uso agrícola predomina en la cuenca (90% de la superficie), con rotaciones que incluyen a los cultivos de invierno (trigo, cebada cervecera y alpiste) y de verano (soja, girasol y maíz). El doble cultivo es frecuente, con la secuencia trigo o cebada-soja de segunda siembra (soja 2<sup>a</sup>). Este último cultivo se denomina así debido a que se siembra al momento de la cosecha de los de invierno, es decir, algo más tardíamente que el cultivo de soja que se realiza sin antecesor en el mismo ciclo anual, el cual se denomina soja de primera siembra (soja 1<sup>a</sup>). La productividad de estos ambientes alcanza los 5100 kg ha<sup>-1</sup> para trigo y los 7800 kg ha<sup>-1</sup> para maíz (MAGyP 2021). Dentro de un ciclo agrícola, las parcelas suelen ser sembradas con diferentes cultivos, lo que determina la ocurrencia de rotaciones variables en el espacio y en el tiempo.

En la matriz del paisaje se disponen los ambientes con mayor cobertura espacial: por un lado, las áreas de suelos someros destinadas a cultivos con desarrollo de raíces predominante en los 50 cm superficiales, como cereales de invierno o soja (Agrícola de Suelos Someros, ASS), mientras que en las áreas de suelos profundos se siembran cultivos con raíces más extensas, como maíz o girasol (Agrícola de Suelos Profundos, ASP).

Las vaguadas, por su parte, son depresiones someras, de forma cóncava, por donde circula agua. Estas geoformas constituyen ambientes destinados al uso agrícola que se ubican tanto en el sector superior de la cuenca (Vaguada en Cuenca Superior, VS) como en el medio e inferior (Vaguada en Cuenca Media e Inferior, VMI).

El ambiente denominado Cerro y Pastizal Natural (CyPN) está formado por áreas de roca expuesta que alternan con sectores de suelo muy somero en los cuales se desarrollan comunidades de pastizal natural dominadas por diferentes especies del género *Nassella* (flechillas). El humedal de cabecera (HC) ocupa las nacientes del cauce principal que drena la cuenca, y allí se desarrollan comunidades vegetales dominadas por *Typha latifolia*, una especie

adaptada a las fluctuaciones en el régimen hídrico de estos ambientes. Por otro lado, las franjas adyacentes al trazado del cauce principal (CP) constituyen áreas con suelos que, además de su capacidad de drenaje reducida, poseen un horizonte superficial profundo debido a la gran cantidad de material que reciben por su posición relativa en el terreno. Este ambiente también es destinado al uso agrícola.



**Figura 1. a)** Ubicación de la Ecorregión Pampa y del Complejo Sierras Bonaerenses en la República Argentina. **b)** Cuenca bajo estudio, y distribución espacial de los ambientes (según Ares 2014).

**Figure 1. a)** Location of the Pampa Ecoregion and the Complejo Sierras Bonaerenses (hill system) in the Argentine Republic. **b)** Basin under study, and spatial distribution of the seven landscape units (according to Ares 2014).

**Tabla 1.** Valores de superficie, altura, pendiente y profundidad efectiva de los ambientes identificados en la cuenca bajo estudio.

**Table 1.** Area, elevation, slope and classes of root-restricting depth for the landscape units identified in the studied basin

Ambiente	Superficie		Altura media (m s.n.m.)	Pendiente media (%)	Clase de profundidad restrictiva para las raíces*
	(ha)	(%)			
Agrícola de Suelos Profundos	349.2	59.5	260.7	2.6	Muy profundo
Agrícola de Suelos Someros	120.1	20.5	261.5	3.8	Somero
Vaguada en Cuenca Superior	19.2	3.3	263.9	1.8	Moderadamente profundo
Vaguada en las Cuencas Media e Inferior	13.1	2.2	252.3	4.2	Muy profundo
Cerro y Pastizal Natural	51.9	8.8	257.3	4.0	Muy somero
Humedal de Cabecera	8.6	1.5	256.6	2.5	Moderadamente profundo
Cauce Principal	24.9	4.2	243.6	1.5	Mod. profundo/Muy profundo

\*Muy profundo: +150 cm; Moderadamente (Mod.) profundo: 50-100 cm; Somero: 25-50 cm; Muy somero: - de 25 cm (Soil Science Division Staff 2017).



## Estimación de la pérdida de suelo mediante la EUPS

La EUPS estima la pérdida de suelo potencial para un sitio mediante el producto de seis factores:

$$A = R \times K \times C \times L \times S \times P \quad (\text{Ec. 1})$$

Donde:

A= Pérdida de suelo (t (ha año)<sup>-1</sup>);

R= Factor de erosividad de las precipitaciones (MJ mm (ha h año)<sup>-1</sup>);

K= Factor de erodabilidad del suelo (t ha h (ha MJ mm)<sup>-1</sup>);

C= Factor de cobertura y manejo;

L= Factor de longitud de la pendiente;

S= Factor de inclinación de la pendiente;

P= Factor de prácticas de manejo.

C, L, S y P: adimensionales.

Se aplicó la ecuación considerando períodos mensuales dentro de un año agrícola representativo para la zona (comprendido entre los meses de junio y mayo del año siguiente) a fin de evaluar las variaciones de la pérdida de suelo vinculada tanto a las fases de desarrollo de los cultivos como a la dinámica de erosividad de las precipitaciones.

Los cálculos y elaboración de los mapas involucraron el uso de distintas rutinas de Sistemas de Información Geográfica (SIG).

## Cálculo de los factores de la EUPS

### Factor R e índice EI30

El factor R o erosividad de las lluvias se calcula a partir de la relación entre la energía cinética (E) y la intensidad de las tormentas (I). La sumatoria de los valores del parámetro EI de cada tormenta a lo largo de un año constituye el valor de R. Se utilizaron valores de EI mensuales promedio, calculados con los datos de 11 años (2006-2007; 2011-2019), de modo de considerar patrones cíclicos de las precipitaciones.

A partir de datos de precipitación registrados cada 10 minutos en una estación meteorológica ubicada a 5 km de la cuenca, se calculó la E de cada tormenta (MJ ha<sup>-1</sup>), la intensidad máxima en 30 minutos (I30, mm h<sup>-1</sup>) para valorar I, y el producto EI30 (MJ mm (ha h)<sup>-1</sup>). La E de la precipitación se obtuvo mediante la sumatoria de las energías individuales de intervalos de 10 minutos según:

$$e = 0.119 + 0.0873 \log_{10}(i) \quad (\text{Ec. 2})$$

Donde:

e= energía cinética del intervalo, en (MJ (ha mm)<sup>-1</sup>);

i= intensidad de la lluvia, en mm h<sup>-1</sup>.

La I30 corresponde a la máxima precipitación caída en intervalos variables de 30 minutos.

Se consideraron tormentas individuales a aquellas separadas por menos de seis horas, mientras que precipitaciones menores que 12.7 mm fueron omitidas de los cálculos (Renard et al. 1997).

Para cada año se calcularon los EI30 de las tormentas y los EI30 mensuales como la sumatoria de los índices de las tormentas en cada mes. Finalmente, se estimaron los promedios mensuales de los 11 años antes mencionados, y el factor R del período.

### Factor K

El factor K representa erodabilidad o la susceptibilidad del suelo a erosionarse. Se utilizaron los valores calculados por Ares (2014) para el área de estudio. Se consideraron datos de textura, contenido de materia orgánica, estructura, y permeabilidad obtenidos de 12 sitios de muestreo. Los valores de K de un mismo ambiente se promediaron y se asignaron a las áreas correspondientes para la elaboración del mapa.

### Factor C

Este factor evalúa conjuntamente el efecto de la cobertura y su manejo en la pérdida de suelo. Su cálculo se realizó a través de la información contenida en las tablas del Manual 537 de la EUPS. Se empleó información de uso del suelo, fechas de siembra, estadios de cultivo, períodos de barbecho y rotaciones del ciclo agrícola junio 2012-mayo 2013, que fueron relevados a campo para cada parcela de la cuenca. Los valores mensuales de C correspondieron a los registrados al final de cada mes en cada parcela, obteniéndose 12 mapas con su distribución espacial.

### Factores L y S

En la aplicación práctica de la EUPS resulta conveniente considerar estos factores de manera conjunta, denominándolos "factor topográfico". Se calculó mediante la ecuación (3) (Moore et al. 1991), que considera atributos extraídos de los modelos digitales de elevación (MDE) y que mejoran la estimación del LS a escala de cuenca:

$$LS = (n + 1) \left( \frac{A_s}{22.13} \right)^n \left( \frac{\text{sen}\beta}{0.0896} \right)^m \quad (\text{Ec. 3})$$

Donde:

A<sub>s</sub>= es el área específica de captación, es decir, el área de contribución aguas arriba, A, por unidad de ancho de curva de nivel;

β= pendiente, en grados;

n=0.4; m=1.3

El término A<sub>s</sub> se calculó teniendo en cuenta la acumulación de flujo en cada celda del MDE y el tamaño de la misma (Ostovari et al. 2017). Se utilizó el MDE obtenido mediante la interpolación de las curvas de nivel de las cartas topográficas (escala 1: 50 000), con celdas de 5 m de lado, a partir del cual se calcularon las pendientes y se elaboró el mapa de este factor.

### Factor P

Este factor valora el efecto de las prácticas de manejo (cultivo en contorno, en fajas, terrazas) en la reducción de la velocidad del escurrimiento capaz de desprender y transportar suelo. Dado que en esta cuenca no se implementan prácticas de manejo el valor de P considerado fue igual a 1.

## Cálculo de A

Los valores de A mensuales se calcularon mediante la multiplicación entre los EI30 medios mensuales y los mapas temáticos de los factores K, C y LS, de resolución espacial de 5 m. Finalmente, se extrajeron los valores promedio (ponderados por el área que ocupaba cada valor de A) para los diferentes ambientes en cada uno de los meses correspondientes al ciclo agrícola considerado.

## Análisis estadístico

Se evaluaron las diferencias en los valores de A entre ambientes y entre meses. Se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis, que compara las esperanzas de dos o más poblaciones (Balzarini et al. 2008). Asimismo, se realizaron las comparaciones de a pares entre las medias de los rangos de pérdida de suelo (diferencias con nivel de significancia de 5%).

## Resultados

### Factor R e Índice EI30

El factor R del período estudiado fue de 3840 MJ mm (ha h año)<sup>-1</sup>. El índice EI30 mensual presentó su valor máximo en enero, y el mínimo en julio (Fig. 2). Su distribución temporal coincide con la de las precipitaciones, con los registros más altos entre la primavera, el verano y el otoño (octubre a mayo) y los más bajos durante el invierno. Enero concentró el 26% del R anual, mientras que los meses de febrero a abril el 11.7%, en promedio. Los meses invernales (junio a agosto), registraron solo el 2.6% del R anual.

## Factor K

Los valores de K variaron entre 0.045 y 0.027 t ha h (ha MJ mm)<sup>-1</sup> (Fig. 2), en tanto que el promedio para la cuenca fue de 0.041. Los ambientes que evidenciaron el menor K fueron aquellos del CyPN y del HC (40.2% menos que el valor más alto). El ambiente del CP registró un valor del factor algo menor que el resto de los ambientes, pero con solo una diferencia de 15.2% con respecto al K más alto. El resto de los ambientes bajo uso agrícola tomaron valores que difieren del mínimo K en 35.3%, en promedio.

## Factor C

El ciclo estudiado incluyó parcelas con diferentes secuencias para los cultivos de invierno (cebada con antecesor de soja 1<sup>a</sup>; alpiste con antecesor de cebada y soja 2<sup>a</sup>) y los de verano (soja 1<sup>a</sup> con antecesores como cebada, soja 1<sup>a</sup> y soja 2<sup>a</sup>; y maíz con antecesor de trigo). Así, los cultivos de invierno ocuparon el 22% de la cuenca, los de verano el 63%, y el 4% de superficie permaneció con cobertura de rastrojo durante todo el ciclo estudiado.

El máximo C se registró en el ambiente del CP (Fig. 2) con un promedio mensual de 0.185, y el ambiente de VMI registró un promedio mensual de 0.168. Los valores intermedios de este factor se dieron en los ambientes de ASP, VS (0.103) y de ASS (0.068). Por su parte, los promedios mínimos correspondieron a los ambientes de CyPN (0.003) y del HC (6.3\*10<sup>-4</sup>).

La distribución temporal del C presentó sus valores más altos para la totalidad de los ambientes bajo uso agrícola durante el otoño-invierno, momento en el que se han cosechado los cultivos de verano y comienza el desarrollo de los cereales invernales. Ya iniciada la primavera y durante el verano, los valores del factor C disminuyeron, debido al desarrollo de los cultivos y al consecuente incremento de la superficie cubierta del suelo.

La variabilidad de C en el espacio está estrechamente vinculada con aquella que posee en el tiempo. La Figura 3 muestra la distribución espacial del C en dos momentos contrastantes, los meses de julio y enero. Cabe destacar que este factor se mantuvo con ligeras oscilaciones a lo largo del año para las áreas de CyPN y del

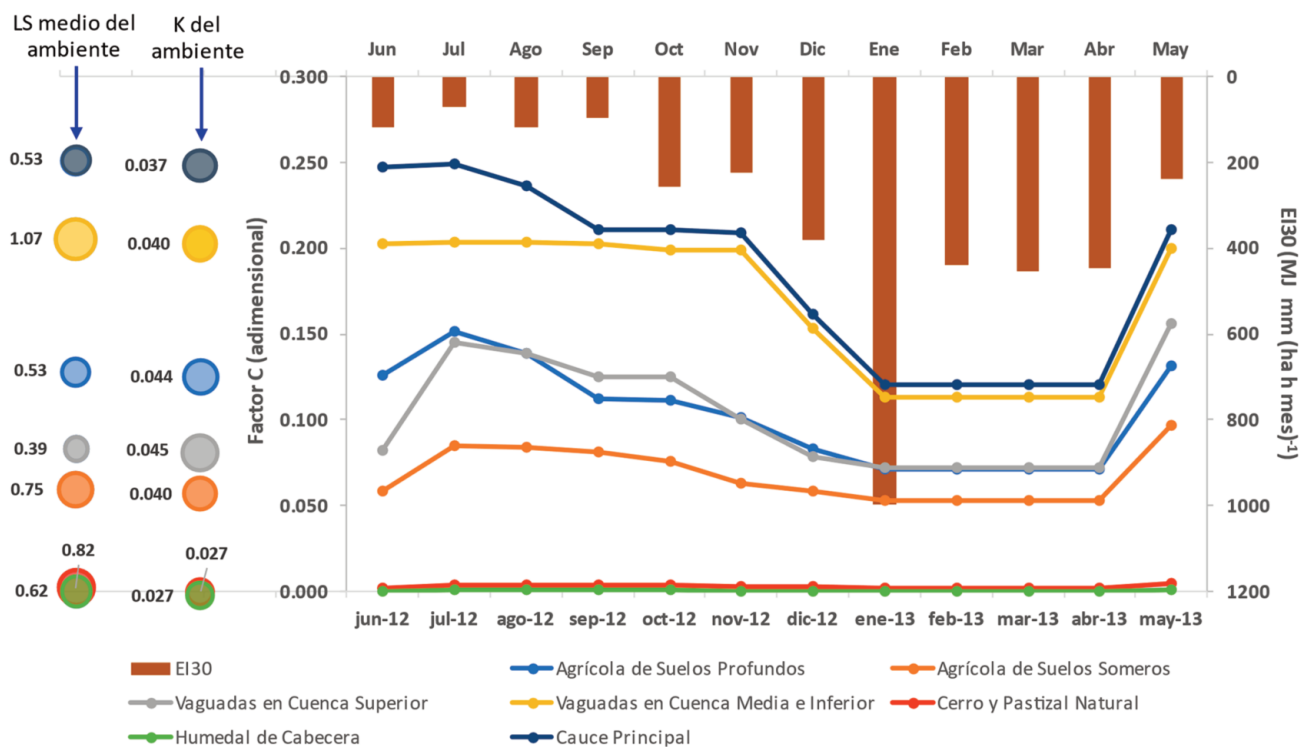
HC, debido a las pequeñas variaciones de sus superficies como consecuencia de que los productores extienden sus labores hacia estos sectores (o las alejan) según el estado de humedad del suelo y, por consiguiente, la posibilidad de acceder con sus maquinarias agrícolas. Entre mayo y agosto, período de barbecho, se registró su máxima variabilidad espacial, con valores entre 0.25 y 3.7\*10<sup>-4</sup>. En tanto, las diferencias de C entre ambientes fueron intermedias entre septiembre y diciembre, de 2.1 a 4.7\*10<sup>-4</sup>, y mínimas desde enero hasta abril (0.12 a 4.3\*10<sup>-4</sup>).

## Factor LS

Este factor presentó un valor medio de 0.61 para la cuenca. Los valores promedio para los diferentes ambientes (Fig. 2) indican que el máximo se registró en el sector de VMI (1.07), y el mínimo (0.39) en el de VS. Luego, en orden de importancia, se encontraron el ambiente del CyPN y el de ASS. En tanto, los valores intermedios correspondieron a los ambientes de ASP, del HC y del CP. A fin de mostrar la variabilidad del LS entre ambientes, la Figura 4 a y b presenta su distribución espacial. De su análisis se desprende que más del 40% de la superficie de cada ambiente está ocupada por los LS más bajos, en tanto que los más altos, entre 1 y 5, se encuentran representados en mayor proporción en los ambientes de VMI (28.4%), CyPN (26.2%) y ASS (21.8%).

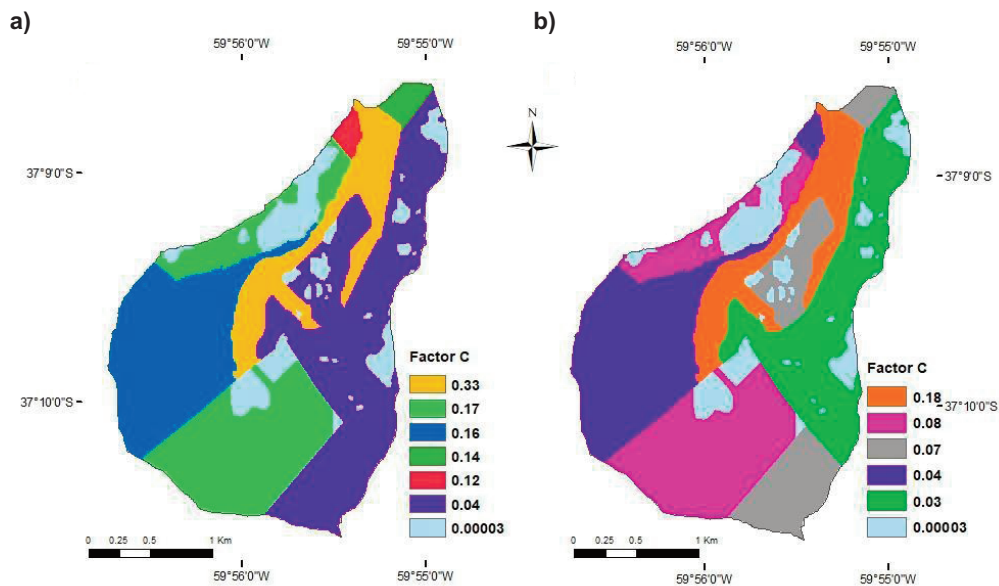
## Pérdida de suelo

La pérdida de suelo mostró diferencias entre los ambientes (Fig. 5). El valor máximo promedio de A se registró en las VMI, y fue de 1.9 t (ha mes)<sup>-1</sup>, mientras que el área del CP resultó con una pérdida de 1 t (ha mes)<sup>-1</sup>. Los valores intermedios correspondieron a los ambientes ASP, ASS y VS, con 0.7, 0.6 y 0.5 t (ha mes)<sup>-1</sup> de pérdida media, respectivamente. En tanto, los menores valores de A se asociaron al ambiente de CyPN con 0.04 t (ha mes)<sup>-1</sup>, y al del HC, con 2.10<sup>-3</sup> t (ha mes)<sup>-1</sup>. El test de Kruskal-Wallis evidenció diferencias en la pérdida de suelo entre ambientes (p<0.05), y los valores de A de las áreas de CyPN y del HC resultaron significativamente diferentes de los del resto de los ambientes. Asimismo, la pérdida de suelo de sectores de VMI difirió de la del resto de los ambientes, excepto de aquella del área del CP (Tabla 2).

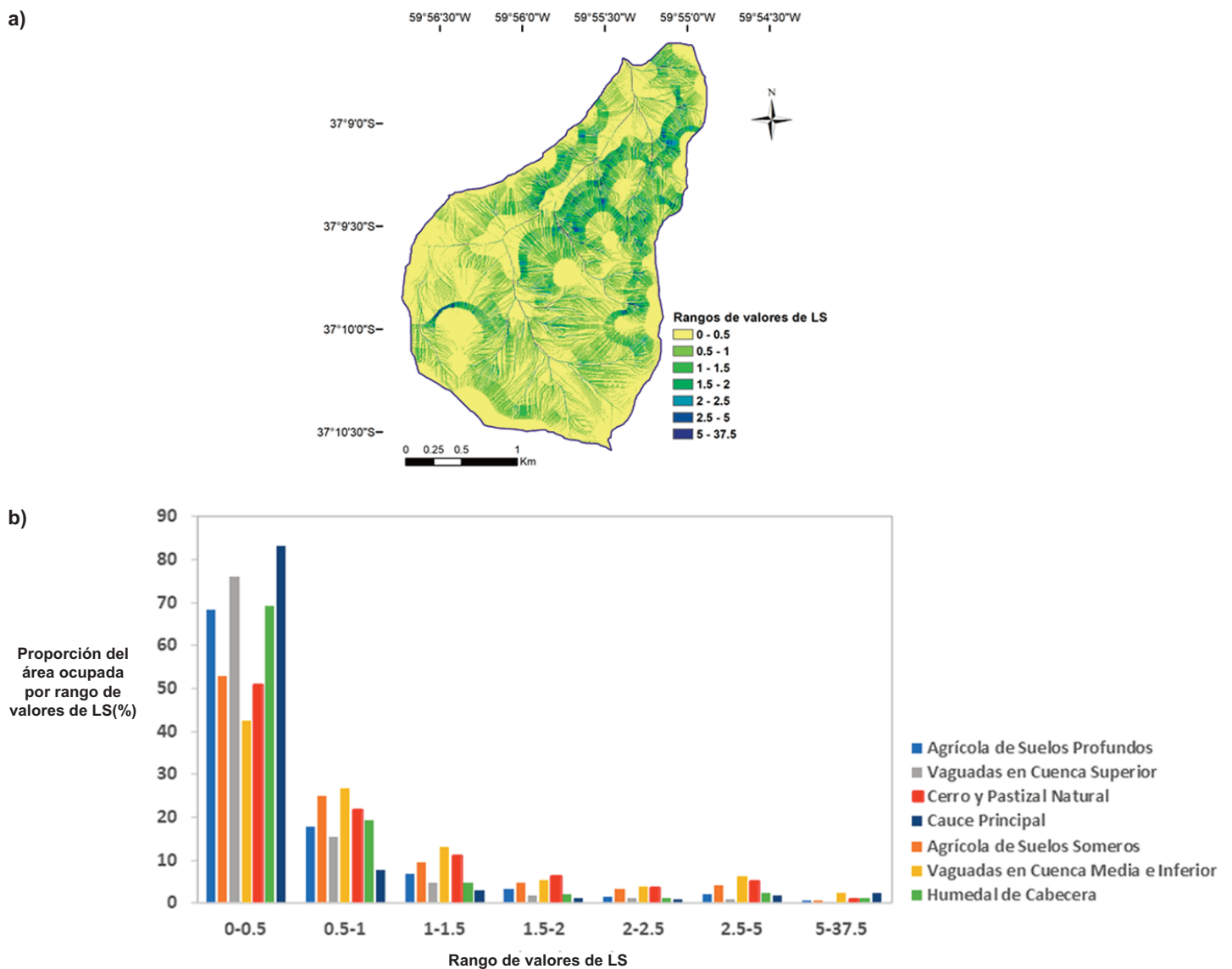


**Figura 2.** Distribución mensual del índice EI30 (barras) y del factor C (líneas), y valores medios del factor LS (adimensional) y del factor K (t ha h (ha MJ mm)<sup>-1</sup>) (círculos) para cada ambiente.

**Figure 2.** Monthly distribution of the EI30 index (bars) and of the C factor (lines), and average values of LS factor (dimensionless), and K factor ((t ha h (ha MJ mm)<sup>-1</sup>)) (circles) for each landscape unit.

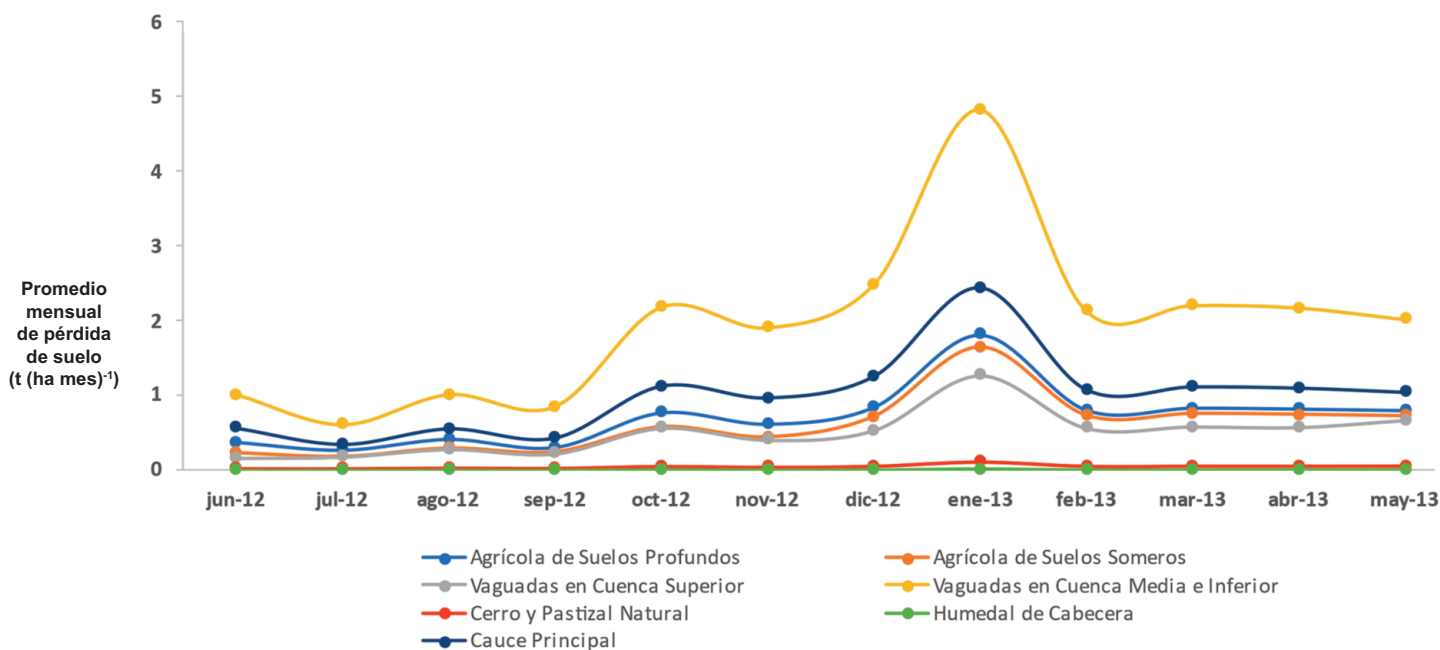


**Figura 3.** Distribución espacial del factor C (adimensional) en la cuenca bajo estudio. **a)** mes de julio de 2012. **b)** Mes de enero de 2013.  
**Figure 3.** Spatial distribution of the C factor (dimensionless) in the basin under study. **a)** July 2012. **b)** January 2013.



**Figura 4. a)** Distribución espacial de los valores del factor LS (adimensional) en la cuenca bajo estudio. **b)** Porporción del área ocupada por cada rango de valores del factor LS (expresada en porcentaje), en cada ambiente de la cuenca.

**Figure 4. a)** Spatial distribution of the LS factor (dimensionless) in the basin under study. **b)** Proportion of the area occupied by each range of values of the LS factor (expressed as a percentage), in each landscape unit of the basin.



**Figura 5.** Pérdida de suelo promedio ( $t (ha\ mes)^{-1}$ ) para los diferentes ambientes de la cuenca.

**Figure 5.** Average soil loss ( $t (ha\ month)^{-1}$ ) for the different landscape units of the basin.

**Tabla 2.** Tabla resumen de la prueba de comparación de medias de los rangos de pérdida de suelo.

**Table 2.** Summary table of the comparison test of the means of soil loss ranks.

Ambiente	Medianas de la pérdida de suelo	Test de comparación de medianas
		Rango
Humedal de Cabecera	$2 \cdot 10^{-3}$	6.50 a
Cerro y Pastizal Natural	0.05	18.50 a
Vaguada en Cuenca Superior	0.54	41.21 b
Agrícola de Suelos Someros	0.64	45.79 b
Agrícola de Suelos Profundos	0.78	51.75 b
Cauce Principal	1.05	60.33 b c
Vaguadas en las Cuencas Media e Inferior	2.07	73.42 c

\* Medias con una letra común no son significativamente diferentes ( $p < 0.05$ )

La dinámica mensual mostró que los valores más altos de  $A$  se produjeron entre octubre y mayo, con un máximo en enero (Fig. 5). Esto se observó en todos los ambientes excepto en los de CyPN y del HC, con valores bajos y estables durante el año. A pesar de estas tendencias, la prueba de Kruskal-Wallis no demostró diferencias significativas en cuanto a la pérdida de suelo entre los meses del ciclo analizado.

Por su parte, considerando las variaciones de  $A$  entre los ambientes, las mayores diferencias siempre se encontraron entre VMI y HC, siendo máximas en enero (entre 4.8 y  $0.006 t (ha\ mes)^{-1}$ , respectivamente), y mínimas en julio (entre 0.6 a  $0.001 t (ha\ mes)^{-1}$ , respectivamente) (Fig. 5).

Con respecto a los valores promedio de  $A$  anuales, la sumatoria para cada ambiente determinó que, en promedio, la pérdida total para el ambiente de VMI fue de  $23.4 t (ha\ año)^{-1}$ , y para el área del CP de  $11.9 t (ha\ año)^{-1}$ . En tanto,  $A$  fue intermedia para las áreas ASP y ASS y para las VS ( $8.6, 7.2$  y  $5.9 t (ha\ año)^{-1}$ , respectivamente). Las pérdidas totales anuales de los ambientes de CyPN y del HC fueron de 0.5 y de  $0.03 t (ha\ año)^{-1}$ , respectivamente.

## Discusión

El valor de  $R$  obtenido guarda relación con los reportados para otras áreas de estudio ubicadas en la Ecorregión Pampa. Así, Behrends Kraemer et al. (2018) obtuvieron  $R$  superiores en el norte de dicha ecorregión debido a las características de las precipitaciones de esa zona, pero con una distribución mensual coincidente con la de la cuenca analizada en este trabajo.

En relación al factor  $K$ , las diferencias pequeñas entre los ambientes bajo uso agrícola responden a la variabilidad escasa que presentan en cuanto al contenido de materia orgánica (entre 6 y 7.3%), textura (predominantemente franco arcillosa) y estructura de los horizontes  $A$  de los suelos (en bloques angulares y subangulares, para los siete ambientes). Por el contrario, se destaca el contraste entre los ambientes de CyPN y del HC y aquellos de uso agrícola. Sus diferencias se relacionan con los menores contenidos de materia orgánica en los suelos bajo cultivo (6.5% en promedio) con respecto a aquellos que mantienen sus cubiertas originales (10% en promedio), lo que ocurre en la mayor parte de los ecosis-



temas naturales que son reemplazados por agroecosistemas (Jang et al. 2021). En contextos de intensificación de las actividades agrícolas, esto implica pérdida en la estabilidad de la estructura, reducción de la porosidad e incremento en la densidad aparente del suelo (Álvarez et al. 2012). Si bien estos efectos negativos se registran de manera puntual en algunos sectores de la cuenca, ya son frecuentes en la Ecorregión Pampa (Wilson et al. 2020).

La diversidad de cultivos y antecesoros en las parcelas muestran la variabilidad espacial y temporal en la cobertura y, por consiguiente, su grado de protección al suelo durante el ciclo agrícola. Las coberturas naturales de áreas de CyPN y de HC ofrecen un efecto protector predominantemente constante en el espacio y en el tiempo, y establecen diferencias notables con el que otorgan los cultivos agrícolas, en relación con el buen estado de preservación que poseen. Esto coincide con lo obtenido por Bera (2017) en una cuenca que posee cubiertas naturales de bosque y cultivos implantados. No obstante, la degradación de los pastizales naturales conduce al incremento de sus valores de C, tal como señalan Delgado et al. (2010), para otra cuenca serrana ubicada en el sudeste de la Ecorregión Pampa. Los menores valores de C en el ambiente ASS con respecto a las demás áreas bajo uso agrícola se asocian con rotaciones que incluyeron solo gramíneas en el ciclo considerado (junio 2012- mayo 2013). Las gramíneas aportan cobertura importante al suelo y poseen una relación carbono/nitrógeno alta, con velocidad de descomposición lenta y efecto protector prolongado ante los agentes erosivos (Weil y Brady 2017; Landriscini et al. 2020). Por el contrario, el cultivo de soja deja un residuo de escasa cobertura, volumen y relación carbono/nitrógeno (Landriscini et al. 2020). Así, la presencia de este cultivo en las parcelas de los ambientes ASP y de VS en alternancia con cultivos de cereales, se relacionó con los valores de C intermedios. En tanto, la secuencia de soja/soja en las áreas de VMI y del CP generaron los C más altos en el ciclo, lo que incrementó el riesgo de erosión de esas áreas.

En cuanto a la **heterogeneidad espacial de la pérdida de suelo**, la combinación en de los factores que hacen a la estructura de la cuenca (como K, LS y C) define respuestas variables de A estimada mediante la EUPS, entre los ambientes, lo que se desprende del análisis conjunto de las Figuras 4 y 5. Por ejemplo, en el área de VMI los valores altos de LS y de C determinaron la máxima pérdida de suelo. En el ambiente del CP, el factor C tuvo gran influencia en el valor de A resultante, ya que allí los valores de LS y K resultaron, comparativamente, de magnitud intermedia.

Los ambientes ASP y ASS, a pesar de registrar diferencias evidentes en cuanto al C, mostraron valores comparables de A. En los primeros, los C altos se combinaron con un bajo LS y un alto K, y en los segundos el LS alto tuvo influencia en la pérdida de suelo registrada. Las VS mostraron el valor más bajo de A entre las áreas agrícolas, en las que, si bien se encontraron valores altos de C y de K, resultaron con el mínimo LS de la cuenca.

En tanto, los mínimos K y C de los ambientes de CyPN y del HC fueron clave para el resultado de A, considerando que tales áreas tuvieron valores de LS alto e intermedio, respectivamente.

Por su parte, la **heterogeneidad temporal de la pérdida de suelo** es atribuible a los factores dinámicos dentro del año: el EI30 y el C. Aunque no se encontraron diferencias significativas en el valor de A entre los meses del ciclo estudiado, resulta interesante analizar la variabilidad de dichos factores en el tiempo. La escasa pérdida de suelo estimada durante el fin del otoño y el invierno se asoció con la baja erosividad propia de este período, a pesar de que la cobertura del suelo de todos los ambientes registró los C más altos, de acuerdo con la preponderancia de residuos de cosecha de las áreas bajo uso agrícola. Si bien aquí se analizaron tendencias mensuales promedio, el estudio del proceso erosivo a escala de eventos ha demostrado que altos EI30 en estos períodos de barbecho ocasionan pérdidas de suelo altas, tal como ha sido registrado en el punto de cierre de esta cuenca (Ares et al. 2016a). Esta cuestión destaca la importancia de la cobertura atenuando la velocidad del flujo (Zhao et al. 2016) y su capacidad de desprendimiento de partículas de suelo. Su escasez en otoño-invierno des-

encadena las respuestas erosivas en eventos puntuales que se observan a escala de cuenca.

Entre octubre y diciembre, los EI30 relativamente altos, ocasionados por las lluvias de primavera e inicio del verano, en relación con C aún altos debido al incipiente desarrollo de los cultivos de verano y a la presencia reducida de cultivos de invierno, incrementaron las pérdidas de suelo. Por último, las altas erosividades estimadas entre enero y abril, con bajos valores de C, ocasionaron las pérdidas mensuales más altas. En este sentido, la observación a campo del proceso erosivo indica que el efecto protector de la cobertura vegetal es fundamental. Así, aunque se produzcan desprendimientos y transporte de partículas por las laderas, el material queda detenido en pequeñas depresiones y entre los surcos del cultivo (Ares et al. 2020) gracias a la presencia de la cubierta natural o implantada, por lo que no todo el suelo desprendido llega al curso de agua que drena la cuenca.

De acuerdo con Oesterheld (2008), los agroecosistemas presentan una alta heterogeneidad ambiental y cambios estacionales muy marcados producto de las interacciones complejas entre sus componentes. Estas cuestiones se reflejan en los aspectos antes discutidos en los que se muestra que las distintas combinaciones en el espacio y en el tiempo de sus elementos estructurales y de los procesos de lluvia y de crecimiento y desarrollo de los cultivos se combinan y determinan las respuestas erosivas diferenciales en el área considerada.

Finalmente, al considerar los totales anuales de A, los valores resultantes fueron comparables a los reportados por Delgado (2010) al implementar la EUPS en la cuenca serrana de la Ecorregión Pampa antes mencionada, donde predomina la cobertura de cerro y pastizal natural y el uso urbano. Allí, los valores de A resultaron entre menos de 5 y más de 50 t (ha año)<sup>-1</sup>, con casi el 50% de la cuenca con riesgo alto de erosión, atribuible a los valores altos de K y LS en la cabecera. Por otra parte, Gaitán et al. (2017) establecieron valores de tolerancia de pérdida de suelo para regiones húmedas como la aquí analizada y profundidades de suelo (clases de la Tabla 1). Así, en suelos muy profundos la tolerancia es de 10 t (ha año)<sup>-1</sup>, en suelos moderadamente profundos de 7 t (ha año)<sup>-1</sup>, mientras que en suelos someros y muy someros de 5 y 2.5 t (ha año)<sup>-1</sup>, respectivamente. En este trabajo, las tolerancias se vieron superadas en los ambientes ASS, de VMI y en el área del CP, que representan el 27% de la cuenca. Las condiciones descritas en el paisaje analizado por medio de EUPS, destacan la necesidad de implementar prácticas de manejo que conduzcan a reducir las pérdidas de suelo de estos ambientes, no de forma aislada, sino de manera integrada con las demás áreas de la cuenca que también requieren de tales prácticas para mitigar la erosión y mantenerla dentro de las tasas tolerables. La incorporación de cultivos en contorno, la selección de las rotaciones adecuadas (que incluyan gramíneas en alternancia con otros cultivos de residuos menos voluminosos, como la soja y el girasol), o la adopción de cultivos de cobertura, son algunas de las opciones que deberían considerarse para atender la problemática de la erosión hídrica en el área.

Los resultados obtenidos en este trabajo, a nivel de unidades del paisaje, representan un aporte nuevo al estudio de la pérdida de suelo en el área considerada en este caso, que hasta la fecha ha sido primordialmente abordado mediante mediciones in situ en el punto de cierre de la cuenca. Así, por un lado, constituyen la base para la implementación de nuevos enfoques de análisis del proceso erosivo, como el de la conectividad sedimentológica. El mismo requiere del conocimiento de las interacciones complejas que se producen entre los componentes estructurales de los sistemas (vegetación, suelos, topografía, geoformas) en las laderas de las cuencas, en el tiempo, y que determinan la salida de los sedimentos hacia los cauces frente a los procesos de lluvia y escurrimiento (Keestra et al. 2018). Por otra parte, representan el soporte de decisión para los productores agropecuarios en la adopción de usos y manejos diferenciados por ambientes en áreas de pendientes suaves, fundamentada en datos concretos que evidencian la susceptibilidad a la erosión, su heterogeneidad en el espacio y en el tiempo.



## Conclusiones

La implementación de la EUPS reflejó las interacciones que se producen en el espacio y en el tiempo entre los factores que condicionan la pérdida de suelo y que determinan respuestas erosivas diferenciales entre los ambientes de una cuenca bajo uso agrícola.

Las combinaciones de K, C y LS, contribuyeron, en conjunto, a la heterogeneidad espacial de A entre las unidades del paisaje. Esta heterogeneidad, a su vez, estuvo influenciada por aquella que incluye la cuestión temporal, ya que los cultivos agrícolas que ocupan la superficie de los diferentes ambientes desarrollan cubiertas que cambian sustancialmente según los estados fenológicos y los períodos de barbecho. Así, considerando a los ambientes bajo uso agrícola, la máxima pérdida de suelo se produjo en el ambiente VMI, en el cual se registró el máximo C, en combinación con el máximo LS, mientras que las menores pérdidas se obtuvieron en el ambiente VS, con valores de C medios a altos, asociados al LS más bajo. Las áreas bajo cubiertas naturales (CyPN y HC), por su parte, con bajo C y el menor valor de K, registraron los valores más bajos de pérdidas de suelo. En lo que respecta a la heterogeneidad temporal de A, la misma estuvo determinada principalmente por la variabilidad expresada en la erosividad de las precipitaciones, lo cual produjo que las máximas pérdidas ocurrieran en enero, y las mínimas en julio, en todos los ambientes.

La adopción del modelo que aporta la Ecología de Paisajes en el que el paisaje se representa como un mosaico conformado por diferentes ambientes, permitió analizar la pérdida de suelo por erosión hídrica en una cuenca agrícola contemplando su heterogeneidad espacial y temporal. De esta manera, se tuvo en cuenta la estructura del agroecosistema a partir de la consideración de sus componentes de acuerdo al uso y las propiedades del suelo, y también su dinámica dada por la evolución de los cultivos a lo largo del ciclo agrícola.

Concebir a los agroecosistemas como espacios en los cuales participan en igual medida tanto sus características biofísicas como las actividades productivas es fundamental al momento de afrontar el desafío de estudiar procesos como la erosión hídrica, en el cual participan factores naturales y antrópicos.

## Contribución de los autores

María Guadalupe Ares: Análisis formal, Conceptualización, Investigación, Metodología, Redacción-borrador original, Redacción-revisión y edición, Visualización. Ilda Entraigas: Conceptualización, Metodología, Redacción-borrador original, Redacción-revisión y edición.

## Agradecimientos

Ese trabajo fue desarrollado con el apoyo del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas bajo el Proyecto UE N° 22920200100035CO.

## Referencias

Aizen, M.A., Garibaldi, L.A., Dondo, M. 2009. Expansión de la soja y diversidad de la agricultura argentina. *Ecología Austral* 19:45-54.

Alewell, C., Borrelli, P., Meusburger, K., Panagos, P. 2019. Using the USLE: Chances, challenges and limitations of soil erosion modelling. *International soil and water conservation research* 7(3): 203-225.

Álvarez, C.R., Fernández, P.L., Taboada, M.A. 2012. Relación de la inestabilidad estructural con el manejo y propiedades de los suelos de la región pampeana. *Ciencia del suelo* 30(2):173-178.

Ares, M.G. 2014. *Lluvia, escurrimiento y producción de sedimentos en una microcuenca agrícola del Sistema de Tandilia*. Tesis de Doctorado, Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina.

Ares, M.G., Bongiorno, F., Holzman, M., Chagas, C., Varni, M., Entraigas, I. 2016a. Water erosion and connectivity analysis during a year with high precipitations in a watershed of Argentina. *Hydrology Research* 47:1239-1252.

Ares, M.G., Varni, M., Chagas, C. 2016b. Suspended sediment concentration controlling factors: an analysis for the Argentine Pampas region. *Hydrological Sciences Journal* 61(12): 2237-2248.

Ares, M.G., Varni, M., Chagas, C. 2020. Runoff response of a small agricultural basin in the Argentine Pampas considering connectivity aspects. *Hydrological Processes* 34(14):3102-3119.

Arnold, J.G., Williams, J.R., Griggs, R.H., Sammons, N.B. 1990. *SWRRB - A Basin Scale Simulation Model for Soil and Water Resources Management*. A&M Press, College Station, TX, Estados Unidos.

Arnold, J.G., Srinivasan, R., Muttiah, R.S., Williams, J.R. 1998. Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 34: 73-89.

Bagarello, V., Ferro, V. 2003. Plot-scale measurement of soil erosion at the experimental area of Sparacia (southern Italy). *Hydrological Processes* 18(1):141-157.

Balzarini, M.G., Gonzalez, L., Tablada, M., Casanoves, F., Di Rienzo, J.A., Robledo, C.W. 2008. *Infostat-Software Estadístico. Manual del Usuario*. Editorial Brujas, Córdoba, Argentina.

Behrends Kraemer, F., Chagas, C.I., Marré, G., Palacín, E.A., Santanotoglia, O.J. 2013. El desplazamiento de la ganadería por la agricultura en una cuenca representativa de la Pampa Ondulada: efectos sobre el escurrimiento superficial y la erosión hídrica. *Ciencia del Suelo* 31(1):83-92.

Behrends Kraemer, F., Chagas, C.I., Ibañez, L., Carfagno, P., Vangeli, S. 2018. Análisis de la erosividad de las lluvias para el partido de San Pedro (Bs. As.). *Ciencia del Suelo* 36(1):124-137.

Belasri, A., Lakhouili, A. 2016. Estimation of soil erosion risk using the universal soil loss equation (USLE) and geo-information technology in Oued El Makhazine Watershed, Morocco. *Journal of Geographic Information System* 8(01): 98.

Benavidez, R., Jackson, B., Maxwell, D., Norton, K. 2018. A review of the (Revised) Universal Soil Loss Equation ((R) USLE): With a view to increasing its global applicability and improving soil loss estimates. *Hydrology and Earth System Sciences* 22(11): 6059-6086.

Bera, A. 2017. Assessment of soil loss by universal soil loss equation (USLE) model using GIS techniques: a case study of Gumti River Basin, Tripura, India. *Modeling Earth Systems and Environment* 3(1): 29.

Borrelli, P., Alewell, C., Alvarez, P., Anache, J. A. A., Baartman, J., Ballabio, C., et al. 2021. Soil erosion modelling: A global review and statistical analysis. *Science of the total environment* 780:146494.

Cacheiro Pose, M., Taboada, M. T., Valcárcel, M., Taboada, M.M., Paz, A. 2001. Análisis de la variabilidad espaciotemporal de la erosión en una ladera mediante modelos numéricos del terreno. En Paz González, A., Taboada Castro, M.T. (eds.), *Avances sobre la erosión hídrica II. Colección Cursos, Congresos y Simposios*. 65: 99-125. Universidad de A Coruña, España.

Casas, R., Albarracín, G.F. 2015. *El deterioro del suelo y el ambiente en Argentina*. Fundación para la Ciencia y la Cultura, Buenos Aires, Argentina.

Delgado, M.I. 2010. Modelización de la pérdida de suelo en sierras del Sudoeste de la Provincia de Buenos Aires. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias* 42(2):1-14.

Deuschle, D., Minella, J.P., de AN Hörbe, T., Londero, A.L., Schneider, F.J. 2019. Erosion and hydrological response in no-tillage subjected to crop rotation intensification in southern Brazil. *Geoderma* 340: 157-163.

Flanagan, D.C., Ascough II, J.C., Nearing, M.A., Laflen, J.M. 2001. The water erosion prediction project (WEPP) model. En: Harmon, R.S., Doe III, W.W. (eds.), *Landscape Erosion and Evolution Modelling*. pp. 145-199. Kluwer Academic, Filadelfia, PA, Estados Unidos.

Forman, R.T.T. 1995. *Land mosaics: the ecology of landscape and regions*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.

Forman, R.T.T., Godron, M. 1986. *Landscape ecology*. Wiley and Sons, Nueva York, NY, Estados Unidos.

Fu, A., Cai, Y., Sun, T., Li, F. 2021. Estimating the impact of land cover change on soil erosion using remote sensing and GIS data by USLE model and scenario design. *Big Data, Scientific Programming, and Industrial Internet of Things*. <https://doi.org/10.1155/2021/6633428>

- Gaitán, J., Navarro, M.F., Tenti Vuegen, L., Pizarro, M.J., Carfagno, P., Rigo, S. 2017. *Estimación de la pérdida de suelo por erosión hídrica en la República Argentina*. Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina.
- Keesstra, S., Nunes, J.P., Saco, P., Parsons, T., Poepl, R., Masselink, R., Cerdà, A. 2018. The way forward: can connectivity be useful to design better measuring and modelling schemes for water and sediment dynamics? *Science of the Total Environment* 644: 1557-1572.
- Herrera, L., Lateral, P., Maceira, N., Martínez, G., Zelaya, K. 2009. Fragmentation status of tussock grasslands relicts in flooding Pampas, Argentina. *Rangeland Ecology and Management* 62:73-82.
- INTA 1992. *Carta de Suelos. Hoja 3760-22. Chillar*. E=1:50.000. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Buenos Aires, Argentina.
- Jang, W.S., Neff, J.C., Im, Y., Doro, L., Herrick, J.E. 2021. The hidden costs of land degradation in US maize agriculture. *Earth's Future* 9(2): e2020EF001641.
- Landriscini, M.R., Galantini, J.A., Forján, H., García, R.J. 2020. Fracciones de carbono y nitrógeno del suelo y productividad del trigo en sudeste bonaerense, Argentina. *Ciencias Agronómicas. Revista de Investigación de la Facultad de Ciencias Agrarias- UNR* 35(20):1-21
- MAGyP 2021. *Estimaciones Agrícolas. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación, Argentina*. Disponible en <https://datos.agroindustria.gob.ar/dataset/estimaciones-agricolas>
- Meinen, B.U., Robinson, D.T. 2021. Agricultural erosion modelling: Evaluating USLE and WEPP field-scale erosion estimates using UAV time-series data. *Environmental Modelling and Software* 137: 104962.
- Merritt, W.S., Letcher, R.A., Jakeman, A.J. 2003. A review of erosion and sediment transport models. *Environmental Modelling and Software* 18: 761-799.
- Moore, I.D., Grayson, R.B., Ladson, A.R. 1991. Digital terrain modelling: a review of hydrological, geomorphological, and biological applications. *Hydrological processes* 5(1):3-30.
- Morello, J., Matteucci, S.D., Rodríguez, A.F., Silva, M. 2012. *Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos*. Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires, Argentina.
- Moreno, R., Campos, P., Avendaño, J., Núñez, V., Gil, N., Salas, A., Joel, E. 2017. Distribución espacial y análisis de la pérdida de suelo en microcuencas de la Sierra de Vaqueros (Salta, Argentina) mediante el uso de un SIG. *Revista Espacio y Desarrollo* 30: 161-192.
- Oesterheld, M. 2008. Impacto de la agricultura sobre los ecosistemas. Fundamentos ecológicos y problemas más relevantes. *Ecología austral* 18(3): 337-346.
- Ostovari, Y., Ghorbani-Dashtaki, S., Bahrami, H.A., Naderi, M., Dematte, J.A.M. 2017. Soil loss estimation using RUSLE model, GIS and remote sensing techniques: A case study from the Dembecha Watershed, Northwestern Ethiopia. *Geoderma regional* 11:28-36.
- Pengue, W.A. 2015. Suelos, huellas de nutrientes y estabilidad ecosistémica. *Fronteras* 13:1-18.
- Pham, T.G., Degener, J., Kappas, M. 2018. Integrated universal soil loss equation (USLE) and Geographical Information System (GIS) for soil erosion estimation in A Sap basin: Central Vietnam. *International Soil and Water Conservation Research* 6(2): 99-110.
- Renard, K.G., Foster, G.R., Weesies, G.A., Mc Cool, D.K., Yoder, D.C. 1997. *Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the revised soil loss equation (RUSLE)*. USDA Agriculture Handbook N° 703. US Government Printing Office, Washington, D.C, Estados Unidos.
- Rodríguez Vagaría, A., Gaspari, F. 2015. Estimación de la admisibilidad de pérdidas de suelo por erosión hídrica en la cuenca del arroyo Napaleofú, provincia de Buenos Aires-Argentina. *Revista Geográfica Venezolana* 56(1): 105-119.
- Sarandón, S.J. 2014. El agroecosistema: un ecosistema modificado. En: Sarandón, S.J., Flores, C.C. (coords.), *Agroecología: bases teóricas para el diseño y manejo de agroecosistemas sustentables*. Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina.
- Soil Science Division Staff. 2017. *Soil survey manual. USDA Handbook 18*. Government Printing Office, Washington, D.C, Estados Unidos.
- Tauta Muñoz, J.L., Camacho-Tamayo, J.H., Rodríguez Brray, G.A. 2018. Estimación de erosión potencial bajo dos sistemas de corte de caña panelera utilizando la ecuación universal de pérdida de suelos. *Actualidad y Divulgación Científica* 21(2):405-413.
- Tiecher, T., Minella, J.P., Evrard, O., Caner, L., Merten, G.H., Capoane, et al. 2018. Fingerprinting sediment sources in a large agricultural catchment under no-tillage in Southern Brazil (Conceição River). *Land Degradation and Development* 29(4): 939-951.
- Torres Astorga, R., Garcías, Y., Borgatello, G., Velasco, H., Padilla, R., Dercon, G., Mabit, L. 2020. Use of geochemical fingerprints to trace sediment sources in an agricultural catchment of Argentina. *International Soil and Water Conservation Research* 8(4): 410-417.
- Turner, M.G. 1990. Spatial and temporal analysis of landscape patterns. *Landscape Ecology* 4(1):21-30.
- Weil, R.R., Brady, N.C. 2017. *The Nature and Properties of Soils*, 15th ed. Pearson Education, Harlow, Reino Unido.
- Wilson, M.G., Maggi, A.E., Castiglioni, M.G., Gabioud, E.A., Sasal, M.C. 2020. Conservation of ecosystem services in Argiudolls of Argentina. *Agriculture* 10(12): 649. <https://doi.org/10.3390/agriculture10120649>
- Wischmeier W.H., Smith, D.D. 1978. *Predicting rainfall erosion losses-a guide to conservation planning*. Agriculture Handbook N°537. U.S. Department of Agriculture, Washington, DC, Estados Unidos.
- Zaccagnini, M.E., Calamari, N., Gojman, A., Solari, L., Suárez, R., Decarre, J., Gavier, G. 2014. El agroecosistema como hábitat de la biodiversidad. En: Zaccagnini, M.E., Wilson, M.G., Oszust, J.D. (eds.), *Manual de buenas prácticas para la conservación del suelo, la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos. Área piloto Aldea Santa María, Entre Ríos*. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, Buenos Aires, Argentina.
- Zhao C., Gao, Y., Huang, Y., Wang, G., Zhang, M. 2016. Effects of vegetation stems on hydraulics of overland flow under varying water discharges. *Land Degradation and Development* 27:748-757.