

Investigación sobre la eficacia de las fajas filtro en el control de la contaminación difusa del río Serpis

Paula Lucía-Núñez^{a*}, Virginia Garófano-Gómez^b, Francisco Martínez-Capel^b

^aDpto. de Sistemas y Recursos Naturales, E.T.S Ingeniería de Montes, Forestal y del Medio Natural. Universidad Politécnica de Madrid, C. de José Antonio Nováis 10, 28040 Madrid, España

^bInstitut d'Investigació per a la Gestió Integrada de Zones Costaneres (IGIC). Universitat Politècnica de València, Paraninf 1, 46730 Grau de Gandia, València, España

Otoño de 2021

Resumen

La contaminación difusa del río Serpis es una de sus principales problemáticas ambientales y que determinan su mal estado ecológico. Esta contaminación es consecuencia del uso excesivo de los compuestos químicos agrícolas (plaguicidas y fertilizantes) que, a su vez, son fácilmente arrastrados hasta el agua como consecuencia de la proximidad existente entre las tierras agrícolas y el cauce. La presente investigación ha tenido como objetivo modelizar las “laderas tipo” existentes en el río Serpis a su paso por la comarca de la Safor mediante el modelo *RUSLE2*, el cual permite analizar el funcionamiento sedimentológico de las laderas próximas a una masa de agua. Se definieron e identificaron tres tipologías de ladera: ladera cultivada con presencia de una orla de vegetación riparia, ladera cultivada sin presencia de una orla riparia y ladera cultivada en terrazas, comúnmente, sin orla de vegetación de riparia. Para cada una de ellas se han obtenido diferentes resultados relativos a la generación y emisión de sedimentos al cauce; entre los que se encontrarían también parte de los contaminantes que interesa reducir mediante el uso de las fajas filtro. Éstas consisten en bandas de vegetación capaces de reducir la escorrentía y favorecer la sedimentación, evitando así la contaminación del agua. Una vez identificada la tipología de ladera que presenta más resultados erosivos, se han identificado todos los tipos de laderas de la comarca con características similares a la ladera tipo modelizada. Así mismo, se han recopilado las referencias catastrales de un conjunto de 17 parcelas situadas cerca del río, con el objetivo de facilitar una hipotética actuación de rehabilitación en la comarca, priorizando aquellas zonas donde existe mayor emisión de contaminantes al cauce. Los resultados han indicado que cuanto mayor es la dimensión de la faja, menor es la entrada de sedimentos y contaminantes en el cauce. Una faja filtro de 20 m de ancho, podría llegar a reducir un 94 % la entrada de sedimentos al cauce del Serpis, y entre un 80 y un 84 % la entrada de compuestos nitrogenados y fosfatados. La implantación de este tipo de infraestructuras verdes, o basadas en la naturaleza, en las parcelas colindantes al cauce del río Serpis permitirían, además de reducir la llegada de compuestos químicos agrícolas al agua, incrementar la diversidad y riqueza de hábitats y especies en los alrededores del espacio fluvial; objetivos en consonancia con la Estrategia 2030 de la Unión Europea sobre la Biodiversidad.

Palabras clave: río Serpis, fajas filtro, plaguicidas, nitratos, sedimentos, contaminación difusa, modelo *RUSLE2*.

Índice

1	Introducción.....	1
2	Zona de estudio.....	3
3	Metodología.....	4
4	Resultados y discusión.....	6
5	Conclusiones.....	13
6	Agradecimientos.....	13
7	Bibliografía.....	13

*Correspondencia a: paula.lucianu@upm.es

1 Introducción

Gran parte de los ríos europeos están afectados por problemas de eutrofización, es decir, por concentraciones elevadas de nutrientes, como nitratos y fosfatos procedentes de vertidos agrícolas, urbanos e industriales, los cuales provocan efectos perjudiciales sobre los ecosistemas ribereños, pero también sobre los ecosistemas estuarinos y costeros (van Dijk et al., 1994). Por ejemplo, un exceso de nutrientes puede provocar booms de algas y un acusado descenso en los niveles de oxígeno, con consecuencias directas para la biodiversidad, las pesquerías y el valor recreativo de los ecosistemas acuáticos (Blaas & Kroeze, 2016).

Múltiples estudios realizados en el río Serpis impulsados por el Centre de Desenvolupament Rural la Safor (<http://cdrlasafor.org/>), como los desarrollados por Aznar et al. (2016), Colmena-Flores et al. (2017), Garófano-Gómez & Gadea-Pérez (2018) o Parra-López et al. (2020), han señalado la contaminación del agua del río como uno de los problemas ambientales más importantes a los que actualmente se enfrenta. Dicha contaminación ha estado propiciada por el empleo, en ocasiones descontrolado, de compuestos químicos agrícolas, siendo los fertilizantes los productos más empleados y que, por tanto, mayores daños han producido sobre el ecosistema fluvial. De acuerdo con el propio Plan Hidrológico del Júcar del ciclo de planificación 2015-2021 (CHJ, 2015), los nitratos son el principal contaminante que influye en el mal estado químico del río Serpis. No obstante, la gran variedad de estos compuestos químicos, su descomposición o transformación en productos derivados, y su facilidad para llegar a las masas de agua dificulta la detección de su presencia y su impacto real, tanto en los ecosistemas como para el ser humano (Pascual-Aguilar et al., 2017, Fonseca et al., 2019).

Asimismo, en la cuenca media-baja del río Serpis, la calidad de las aguas se ha visto significativamente condicionada por las extracciones de caudal para el abastecimiento agrario. Estas extracciones o derivaciones del caudal han dado lugar a una reducción en la capacidad de dilución de dicho segmento fluvial favoreciendo, por ejemplo, las condiciones para la eutrofización en ciertos tramos. En la comarca de la Safor, en los últimos kilómetros del Serpis hasta llegar a su desembocadura, la situación se vuelve crítica como consecuencia de la discontinuidad hidráulica (Gil-Martínez, 2020) provocada por las

intensas extracciones de caudal para riego (Aznar-Frasquet, 2015) o al carácter perdedor del río en dicho tramo (IGME, 2009a), o a una combinación de ambas causas. Esta situación de caudal mínimo, o incluso nulo, da lugar al estancamiento de sus aguas, que son susceptibles de aumentar su concentración de contaminantes y eutrofizarse (Ccanccapa et al., 2016), generando problemáticas como la observada durante el verano de 2016 por Aznar-Frasquet et al. (2016), donde la falta de caudal circulante dio lugar a una elevada mortandad de peces en el municipio de Potries. Este hecho, lejos de ser aislado, ha ocurrido de forma recurrente numerosos años, y se asocia a una deficiente previsión y gestión de los caudales desde las infraestructuras hidráulicas actuales (embalse de Beniarrés y azud d'en Carròs) así como a una sobreexplotación de las aguas subterráneas.

Aunque la contaminación del agua, causada por la presencia de nitratos procedentes de la actividad agrícola, está presente prácticamente a lo largo del todo el curso fluvial a su paso por la comarca de la Safor (Parra-López et al., 2020), la evaluación del estado químico según el Real Decreto 817/2015, parece indicar que no hay un problema de calidad química de sus aguas, excepto en sus últimos kilómetros. No obstante, la entrada de contaminantes procedentes de los campos de cultivo adyacentes al río Serpis sí podrían haber afectado negativamente a la calidad de sus comunidades biológicas, tal como indica la CHJ (2015). En este sentido, la contaminación agrícola podría señalarse como una de las principales precursoras del mal estado ecológico del tramo final del río Serpis (CHJ, 2020). Es por ello que éste ha sido declarado, según el Decreto 86/2018, como zona vulnerable a la contaminación por nitratos procedentes de fuentes agrarias.

Los productos químicos agrícolas, principalmente fertilizantes y plaguicidas, pueden producir importantes daños en los ecosistemas fluviales si se alcanzan concentraciones elevadas. En el caso del Serpis, las poblaciones de especies piscícolas como la anguila (*Anguilla anguilla*) y el cacho valenciano o madrilla bagra (*Squalius valentinus*) están gravemente afectadas tanto por la contaminación del agua, como por la reducción del caudal y los problemas de conectividad (Aznar-Frasquet, 2015). Hay que destacar también la presencia de zonas eutrofizadas, consecuencia de la contaminación del agua por compuestos orgánicos, nitrogenados y/o fosfatados que han ocasionado la proliferación de algas, como puede observarse en la **Figura 1** (Parra-López et al., 2020).



Figura 1. Presencia de abundantes algas filamentosas en el río Serpis en Vilallonga (Parra-López et al., 2020).

Para disminuir la presión que supone la contaminación del agua sobre el resto del ecosistema fluvial, se alega la necesidad de buscar una medida destinada a reducir la entrada de contaminantes al mismo. En este sentido, conviene destacar que la contaminación por nitratos se produce generalmente por filtración, escorrentía o lixiviación tras el empleo de fertilizantes o abonos nitrogenados, que son arrastrados por dichos fenómenos desde los campos de cultivo hasta el cauce más próximo. Las fajas filtro, debido a su condición de infraestructuras verdes o basadas en la naturaleza, se presentan como una de las alternativas más eficaces en el control de la contaminación difusa y que además aportan múltiples servicios ecosistémicos (Garófano-Gómez, 2019). Se trata de franjas de vegetación permanente, capaces de filtrar la escorrentía reteniendo sus contaminantes y sedimentos.

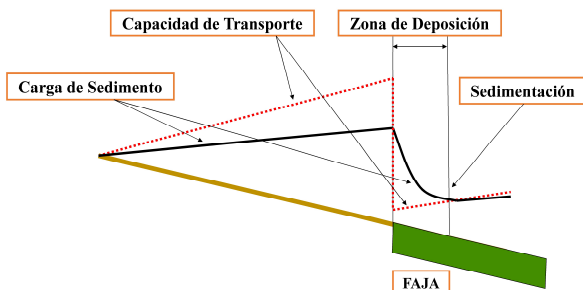


Figura 2. Efecto de una faja filtro sobre la capacidad de transporte y carga de sedimento y contaminantes arrastrados por la escorrentía en una ladera (Lucía-Núñez, 2018).

El funcionamiento de esta técnica se describe en la **Figura 2**, donde puede observarse como a medida que el calado de la escorrentía aumenta, cuando ésta se va desplazando por la ladera, aumenta la capacidad erosiva y la capacidad de transporte y con ella la carga de sedimento y contaminantes. Una vez que la escorrentía entra en contacto con las fajas filtro, ésta se ralentiza, perdiendo su capacidad erosiva (de transporte y erosión) y generando la sedimentación de los sedimentos (Lucía-Núñez, 2018), pero también de los contaminantes adsorbidos a ellos (Ramesh et al., 2021). Como consecuencia, son múltiples las experiencias que han señalado la funcionalidad de las fajas filtro para la eliminación o reducción de contaminantes nitrogenados y fosfatados procedentes de la actividad agrícola (Douglas-Mankin et al., 2021, Sheng et al., 2021).

En definitiva, será la vegetación que compone dichas franjas la encargada de reducir la entrada de contaminantes al cauce, como resultado de su elevada capacidad para la reducción de la velocidad del flujo, para el aumento de la deposición e infiltración, así como para la asimilación de los nutrientes. En este último proceso de asimilación, tendrán también un papel importante los microorganismos presentes en las fajas vegetadas (Hlava, 2015).

Además de su funcionalidad, ya explicada, cuentan con otros beneficios colaterales, como la contribución a la recarga de acuíferos como consecuencia del aumento de la infiltración, o el aumento de la diversidad de hábitats y riqueza de especies de flora y fauna en la confluencia de los ámbitos agrícola y fluvial (Dosskey et al., 1997). En este sentido, diversas experiencias han demostrado que las fajas filtro pueden llegar a mejorar tanto el hábitat acuático como el terrestre, aumentando sus superficies, protegiendo hábitats sensibles, restaurando la conectividad o aumentando el acceso a recursos o, por ejemplo, proyectando sombra sobre las masas de agua, manteniendo y regulando así su temperatura (Bentrup, 2008). Asimismo, son consideradas como técnicas de ingeniería blanda o verde, por lo que cumplen con el objetivo de la Estrategia 2030 de la Unión Europea sobre la Biodiversidad (https://ec.europa.eu/environment/strategy/biodiversity-strategy-2030_es).

La presente investigación se enmarca en la línea de investigación sobre el impacto de la contaminación de origen agroganadero sobre las masas de agua y valoración de técnicas para su control, del Programa de Investigación Científica y

3 Metodología

Para el diseño y la valoración de la eficacia de las fajas filtro en la zona de estudio se empleó la herramienta de la Ecuación Universal de Pérdidas de Suelo Revisada en su Versión 2 (*RUSLE2*) ([Renard et al., 2011](#)). Se trata de un modelo computacional con base empírica y basado en procesos físicos, capaz de predecir la tasa de erosión media anual mediante la integración de las pérdidas de suelo diarias.

Actualmente, *RUSLE2* es considerada por muchos expertos como la herramienta con mayor capacidad para predecir el riesgo erosivo en el uso de la planificación de la conservación del suelo y del recurso hídrico; es empleada también en la implantación de prácticas de manejo encaminadas a la conservación o restauración del territorio. Ofrece la capacidad de manipular las características de un área para alcanzar la tasa de erosión del suelo deseada y, por tanto, capacitar a

los profesionales en la selección del manejo de la cubierta y de las prácticas óptimas desde el punto de vista erosivo ([Lucía-Núñez, 2018](#)).

La ecuación principal que emplea el modelo viene determinada por la siguiente expresión:

$$a_i = r_i \times k_i \times l_i \times S \times c_i \times p_i$$

donde,

- ✓ a_i (pérdida de suelo media diaria en el día i , en $t\ ha^{-1}\ año^{-1}$)
- ✓ r_i (erosividad de la precipitación en el día i , en $hJ\ m^2\ ^{-1}\ cm\ h^{-1}$)
- ✓ k_i (erodibilidad del suelo en el día i , en $t\ ha^{-1}\ m^2\ ^{-1}\ hJ\ h\ cm^{-1}$)
- ✓ l_i (longitud de la ladera en el día i , en m)
- ✓ S (factor pendiente, en %)
- ✓ c_i (cubierta vegetal en el día i , adimensional)
- ✓ p_i (prácticas de manejo en el día i , adimensional)

Tabla 1. Fuentes de información empleadas en la caracterización de las diferentes variables climatológicas para el cálculo de la erosividad (r_i) en la zona de estudio para el empleo del modelo *RUSLE2*.

Variable	Unidades	Valor	Fuente
Erosividad de la precipitación (R)	$(MJ\ h^{-1}) \times (mm\ ha^{-1})$	3000	GEOPORTAL (MITECO) (https://sig.mapama.gob.es/geoportal/)
Distribución mensual del factor R	%	Valores mensuales	Mapa de erosividad de la lluvia (ICONA, 1988)
Erosividad de la lluvia máxima anual en 24 horas para un período de retorno de 10 años	$(MJ\ h^{-1}) \times (mm\ ha^{-1})$	4375.1	ECOGESFOR. Estimación del factor R10 (Roldán et al., 2017)
Temperatura media mensual	°C	17.7	Estación meteorológica Gandía Marxuquera
Precipitación media mensual	mm	731	Estación meteorológica Gandía Marxuquera

Tabla 2. Fuentes de información empleadas en la caracterización de la erodibilidad del suelo (k_i) en la zona de estudio para el empleo del modelo *RUSLE2*.

Variable	Valor	Fuente
Textura del suelo	Franca	Biogeografía y suelos (ANE, 2019) y Aznar-Frasquet (2014)
Estructura del suelo	Granular fino	Obtención a partir del <i>Soil texture calculator</i> del USDA (https://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/soils/survey/?cid=nrscs142p2_054167)
Permeabilidad	Moderada-lenta	Mapa litoestratigráfico y de permeabilidad de España a escala 1:200.000 (IGME, 2009b)
Contenido de materia orgánica (%)	Deficiente (1.84 %)	(Aznar-Frasquet, 2014)
Cobertura rocosa (%)	0	Interpretación por Google Earth (https://earth.google.com/web/)

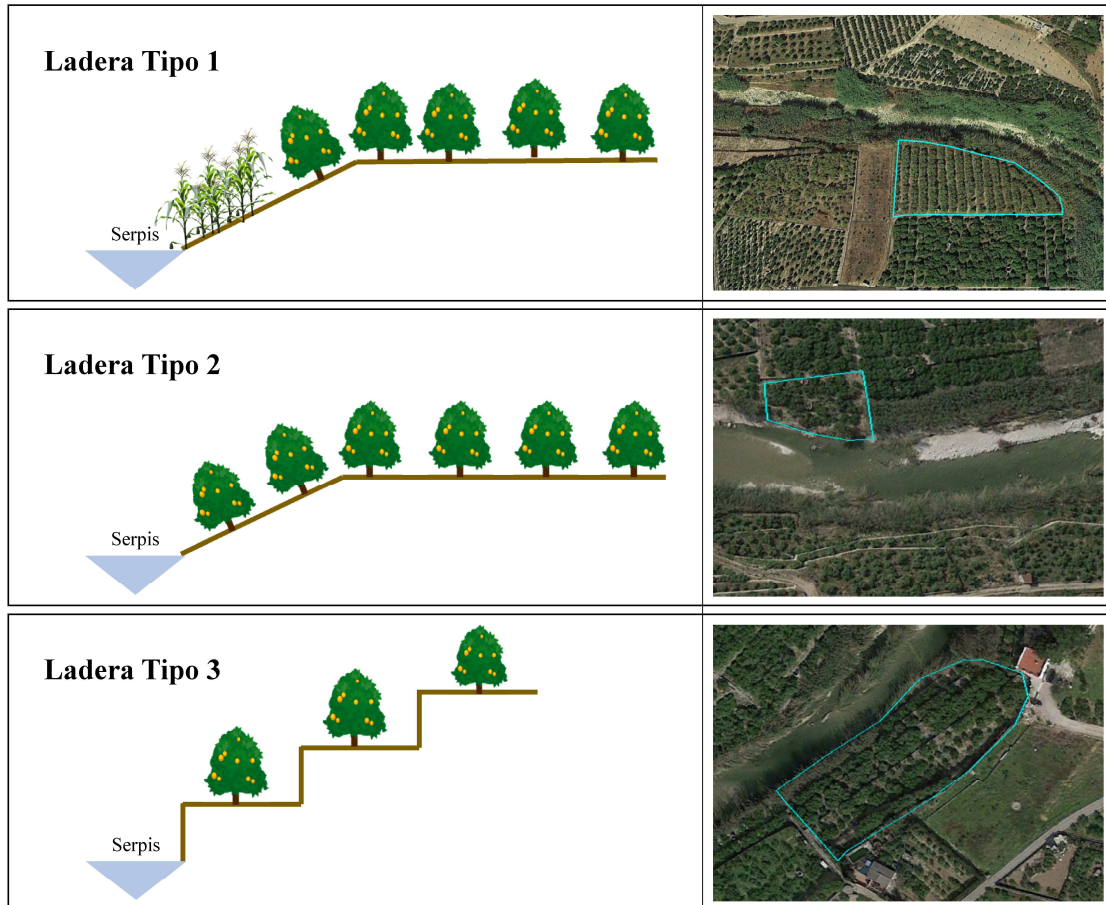


Figura 4. Tipología de laderas identificadas en el recorrido del río Serpis en la comarca de la Safor.

Por lo tanto, la pérdida de suelo media anual (A) en $t\ ha^{-1}\ año^{-1}$, es obtenida por el modelo mediante la integración de las pérdidas medias diarias en el periodo considerado (n).

El modelo *RUSLE2* está en formato “Windows” y presenta una base de datos muy amplia que puede ser utilizada por la persona usuaria cuando esos datos sean similares a los de la zona de estudio que pretende evaluar, o bien también permite crear una base de datos propia. En este caso, ha sido necesario crear una base de datos propia, en función de la climatología (Tabla 1), edafología (Tabla 2), relieve y prácticas agrícolas de la zona de estudio.

3.1 Análisis del estado actual de las laderas frente a la emisión de sedimentos y contaminantes

Inicialmente, con el objetivo de identificar las áreas potencialmente más contaminantes en la zona de estudio, se evaluaron las distintas “laderas tipo” existentes en el recorrido del río Serpis por la comarca de la Safor. Se registraron tres tipologías de ladera (Figura 4):

- ✓ Tipo 1: ladera cultivada con presencia de una orla de vegetación riparia;
- ✓ Tipo 2; ladera cultivada sin presencia de una orla riparia;
- ✓ Tipo 3: ladera cultivada en terrazas, comúnmente, sin orla de vegetación de riparia.

Estos tres tipos de laderas fueron consideradas prioritarias en el proceso de evaluación de plantación de fajas filtro en la comarca. Representando en *RUSLE2* las tres tipologías de ladera, se identificó la ladera tipo que causaba una mayor presión respecto a la emisión de sedimentos y contaminantes al cauce del río Serpis.

3.2 Diseño de fajas filtro para el control de la entrada de contaminantes en el río Serpis

Para diseñar una faja filtro que tenga la capacidad de reducir correctamente la entrada de contaminantes en el río Serpis, es esencial definir su anchura y composición de especies vegetales. Para ello se ha recurrido a diferentes fuentes bibliográficas típicas en el ámbito de las fajas filtro

en las que se recomiendan las características de dichas infraestructuras verdes según la finalidad perseguida ([Wenger, 1999](#), [Fischer & Fischenich, 2000](#), [Jontos, 2004](#)).

El diseño de las fajas filtro se inició con la elección de especies. De acuerdo con Jontos (2004) y Fischer & Fischenich (2000), las especies herbáceas perennes son las formaciones vegetativas que se deberán plantar en las fajas filtro, ya que son más efectivas en la mejora de la calidad del agua al presentar una alta capacidad de filtración de nutrientes, microbios y pesticidas presentes en los sedimentos. El control de las formas solubles de los nutrientes y pesticidas es más reducido, aun así, son las herbáceas las que mayor control ejercen sobre dichas formas. Además, empleando herbáceas, se podrá conseguir una rápida implantación y protección a corto plazo.

La especie seleccionada además de ser herbácea y perenne (para propiciar una cobertura permanente y mejorar tasas de infiltración con el tiempo), deberá proporcionar también un hábitat a las especies polinizadoras, siendo este un objetivo compartido con la Estrategia Europea para la Biodiversidad 2030. Asimismo, para asegurar la supervivencia de la especie seleccionada, ésta deberá estar presente de forma natural en la zona de estudio. Para ello, se recurrió al Sistema de información sobre plantas de España (Anthos; <http://www.anthos.es/>).

En este contexto, se verificó que los requerimientos ecológicos de la planta seleccionada (características climáticas y edáficas, principalmente) coincidían con las características de la zona de estudio, empleando como herramienta principal el proyecto Flora Ibérica ([Castroviejo, 1986-2012](#)). Para determinar la cantidad de vegetación establecida en las fajas filtro se recurrió al concepto de porcentaje de cubierta, siendo el 90 % el porcentaje de cubierta recomendado para formaciones herbáceas, según Wischmeier & Smith (1978).

Respecto a las dimensiones de la faja filtro, el rango de anchura propuesto por diferentes autores varía entre los 5 y 30 m ([Fischer & Fischenich, 2000](#)). Para seleccionar una anchura definitiva acorde con la especie seleccionada, nuevamente con *RUSLE2*, se modelizaron varios escenarios con fajas filtro de diferentes dimensiones, desde una anchura de 5 m hasta los 30 m.

4 Resultados y discusión

Los resultados describen el estado actual de los tipos de laderas identificados en el río Serpis y su mayor o menor poder contaminante del ecosistema acuático, y presentan un diseño concreto de las fajas filtro en dichas laderas atendiendo a su composición vegetal y a sus dimensiones.

4.1 Análisis del estado actual de las laderas frente a la emisión de sedimentos y contaminantes

El resultado de aplicar el modelo *RUSLE2* en los tres tipos de ladera existentes en la zona de estudio, se señala en la **Tabla 3**. Conviene enfatizar que los resultados obtenidos son relativos a la generación y emisión de sedimentos, entre los cuales se encontrarán parte de los contaminantes que interesa reducir. Es decir, no se contabilizan las formas solubles de los contaminantes presentes en la escorrentía.

La ladera con cultivos y sin orla de vegetación riparia (Tipo 2) demostró ser la que mayor presión ejerce sobre el cauce del Serpis, al no contar con una barrera física que impida y/o ralentice el recorrido de la escorrentía y, por consiguiente, que impida la entrada de contaminantes en el río. La ladera con cultivos y con orla de vegetación riparia (Tipo 1), presenta una topografía similar a la anterior, pero la emisión de sedimentos es un 88 % menor debido a la barrera física que supone la presencia de una vegetación cerca del cauce. Por último, la ladera con cultivos en terraza (Tipo 3), es la que presenta los menores resultados de erosión y emisión de sedimentos de todas las laderas simuladas, ya que las terrazas son capaces de reducir el área y la velocidad de la escorrentía deteniendo el arrastre del suelo y almacenando el agua sobrante ([MARM, 2008](#)).

Tabla 3. Pérdida de suelo en la ladera y sedimentos emitidos al cauce en $t\ ha^{-1}\ año^{-1}$ en los tres tipos de laderas existentes en la zona de estudio.

Tipo de ladera	Pérdidas de suelo en la ladera	Sedimentos emitidos al cauce
Ladera con cultivos y orla riparia (Tipo 1)	0.15	0.044
Ladera con cultivos sin orla riparia (Tipo 2)	0.36	0.360
Ladera con cultivos en terraza (Tipo 3)	0.12	0.016

Se puede concluir, por tanto, que las áreas de la Safor donde el contacto entre los cultivos y el cauce es directo, suponen las áreas con mayor riesgo de contaminación de las aguas, ya que aportan el mayor nivel de contaminantes y nutrientes en la zona de estudio, con las consecuentes repercusiones ecológicas derivadas en los mismos tramos y aguas abajo, lo que justifica la plantación

de las fajas filtro. Estas pueden influir en los procesos de erosión y sedimentación que tienen lugar en la ladera (**Figura 5**), reteniendo parte de las pérdidas de suelo procedentes de los cultivos próximos y reduciendo así la cantidad de sedimentos y, por ende, de contaminantes, emitidos al cauce, con potenciales efectos negativos para las comunidades acuáticas.

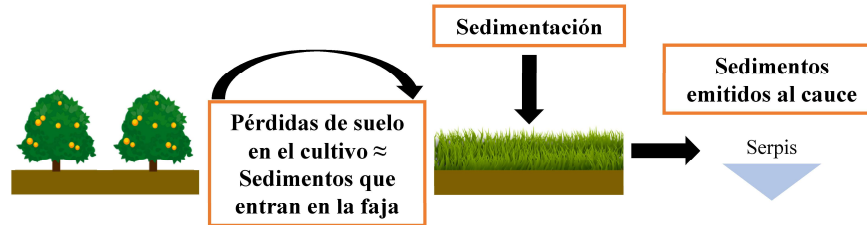


Figura 5. Procesos de erosión y sedimentación en la ladera cuando existen fajas filtro.

4.2 Diseño de fajas filtro para el control de la entrada de contaminantes en el río Serpis

Del mismo modo, *RUSLE2* ha sido la herramienta empleada para el diseño de dichas fajas filtro, especialmente en lo relativo a la composición de especies vegetales y dimensiones.

4.2.1 Composición de la faja filtro

Una vez analizada la vegetación de la comarca y revisadas las diferentes recomendaciones acerca de la composición de las fajas filtro, se recomiendan dos especies diferentes (**Figura 6**). La primera de ellas es la leguminosa *Bituminaria bituminosa*, (conocida como hierba gitana en castellano o trèvol pudent en valenciano), seleccionada tanto por sus conocidas respuestas fisiológicas para el control de diferentes contaminantes y nutrientes ([Mendez & Maier, 2008](#)), como por el control que ejerce sobre la erosión ([Martínez-Fernández, 2012](#)). Se trata, además de una especie entomógama que atraerá a diferentes polinizadores, objetivo de la Estrategia 2030 de Biodiversidad. Se propone también la incorporación de *Salvia verbenaca* (comúnmente, hierba de Santa Lucía en castellano o tàrrec en valenciano), una labiada entomógama, a partir de la cual se podrá lograr que la superficie de la faja filtro quede tupida y bien protegida frente a la escorrentía gracias a su densa roseta basal. No obstante, podrían testarse otras especies dentro de la gran variedad de especies herbáceas y leñosas que forman parte del catálogo florístico de la región, tanto en composiciones monoespecíficas, como mixtas.



Figura 6. Especies herbáceas recomendadas para su plantación en las fajas filtro: *Bituminaria bituminosa* (superior) y *Salvia verbenaca* (inferior). Fuente: Herbari Virtual del Mediterrani Occidental.

4.2.2 Dimensiones de la faja filtro: eficacia en el control de sedimentos emitidos al cauce

Respecto a las dimensiones de las fajas filtro se simularon distintos escenarios variando la anchura de faja de acuerdo con los rangos recomendados en bibliografía, que los establece entre 5 y 30 m (Fischer & Fischenich, 2000). Dado que la ladera simulada tiene una longitud menor a 30 m, el rango finalmente establecido fue de 5 a 20 m.

En la **Tabla 4** se señalan los resultados de erosión en cada uno de los escenarios simulados. En un primer análisis, puede concluirse que cuanto mayor es la dimensión de la franja de vegetación diseñada, menor es la cantidad de sedimento producido y, por lo tanto, menor (en magnitud absoluta) es la pérdida y emisión de sedimentos y contaminantes al cauce, según el esquema definido en esta investigación (**Figura 6**). En este sentido, el resultado relativo a los sedimentos emitidos al cauce del río Serpis es el dato principal para

determinar el funcionamiento y la eficacia de las fajas filtro diseñadas.

En la **Tabla 5** se muestra la eficacia (en porcentaje) que posee cada faja diseñada para reducir la entrada de sedimentos al cauce. Los resultados obtenidos vuelven a reflejar que cuanto mayor es la dimensión de la faja, menor es la entrada de sedimentos y contaminantes en el cauce. Cabe señalar que la relación entre eficacia y dimensión de la faja no es lineal, por lo que a medida que aumentan las dimensiones de la faja el incremento de la eficacia, entre ellas, es más leve. Es por ello por lo que, por ejemplo, la eficacia entre una faja de 10 m y una de 20 m aumenta únicamente un 4 %, ya que son en los primeros metros donde la faja realiza principalmente su función. Conocer estos resultados ayudará a establecer un ancho concreto de acuerdo con el espacio disponible en cada una de las laderas tipo identificadas en la zona de estudio.

Tabla 4. Resultados de erosión ($t\ ha^{-1}\ año^{-1}$) en la ladera tipo simulada bajo distintos escenarios.

Escenario	Sedimentos generados en la ladera	Pérdida de suelo media en la ladera	Sedimentos emitidos al cauce
Ladera sin faja filtro	0.360	0.360	0.360
Ladera con faja de 5 m de ancho	0.270	0.240	0.056
Ladera con faja de 10 m de ancho	0.180	0.150	0.030
Ladera con faja de 15 m de ancho	0.098	0.073	0.020
Ladera con faja de 20 m de ancho	0.017	0.017	0.016

A la vista de los resultados señalados será justificable proponer la implantación de fajas filtro en la zona de estudio con un ancho de 10 ó 15 m, a fin de no causar mayores reducciones en el área de cultivo, ya que incrementar el tamaño de la faja 10 m más no supondría un aumento sustancial de su eficacia.

Tabla 5. Eficacia en la reducción de emisión de sedimentos al cauce según diferentes escenarios de fajas filtro.

Escenario	Reducción en la emisión de sedimentos
Ladera sin faja filtro	-
Ladera con faja de 5 m de ancho	84 %
Ladera con faja de 10 m de ancho	92 %
Ladera con faja de 15 m de ancho	94 %
Ladera con faja de 20 m de ancho	96 %

En la **Tabla 6** se concretan los resultados de erosión de cada uno de los escenarios simulados, diferenciando el cultivo de la faja filtro cuando ambos están presentes en el escenario simulado. Como puede observarse, los resultados relativos a la pérdida de suelo en cada uno de los escenarios presentan magnitudes negativas. Ésta es la forma que tiene el modelo *RUSLE2* de expresar que sobre dichas fajas filtro se están produciendo sedimentaciones, es decir, depósitos dentro de las franjas de vegetación. Mediante este fenómeno se reduce la carga de sedimentos (y contaminantes) entrantes al cauce, tal como se representa conceptualmente en la **Figura 5**.

Si se analizan detenidamente los valores de la **Tabla 6**, éstos podrían llegar a parecer confusos, ya que la faja de menor anchura (5 m) es la que presenta los mayores valores de sedimentación, pero por contra, es el escenario (sin considerar la ladera simulada sin faja) que mayor cantidad de

sedimentos emite al cauce. La explicación de este resultado puede explicarse con la **Figura 7**.

Tabla 6. Resultados de erosión ($t\ ha^{-1}\ año^{-1}$) en la ladera tipo simulada bajo distintos escenarios en el cultivo y en la faja filtro diseñada.

Escenario		Pérdida de suelo	Sedimentos emitidos
Ladera sin faja filtro	Cultivo	0.360	0.360
	Faja	-2.800	0.056
Ladera con faja de 5 m de ancho	Cultivo	0.290	0.290
	Faja	-1.000	0.030
Ladera con faja de 10 m de ancho	Cultivo	0.210	0.210
	Faja	-0.340	0.020
Ladera con faja de 15 m de ancho	Cultivo	0.130	0.130
	Faja	-0.0034	0.016
Ladera con faja de 20 m de ancho	Cultivo	0.024	0.024
	Faja	-0.0034	0.016

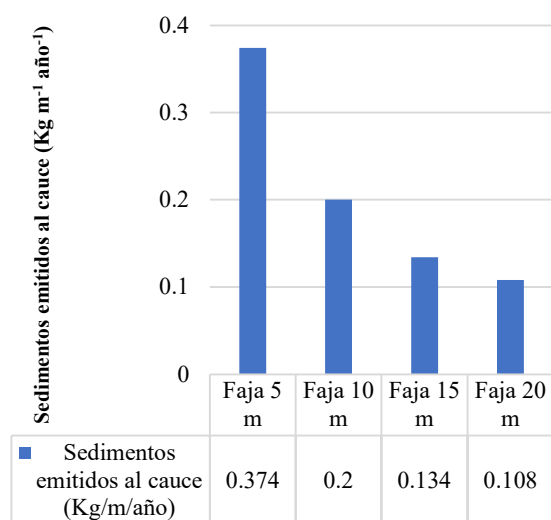


Figura 7. Sedimentos emitidos ($kg\ m^{-1}\ año^{-1}$) por cada una de las fajas filtro diseñadas en la ladera tipo.

En la longitud de la ladera correspondiente al cultivo del naranjo, producto de la actividad agrícola, se produce cierta cantidad de pérdidas de suelo, transformándose posteriormente en sedimentos emitidos a la faja filtro. En el cultivo, todo el suelo que se pierde es sedimento que se emite, ya que no hay una barrera física capaz de retener dicho movimiento, pues el suelo se encuentra prácticamente desnudo. Este sedimento originado ladera arriba, entra en la faja, la cual

tiene la capacidad de retenerlo, haciéndolo sedimentar y evitando que entre en el cauce. En definitiva, son los resultados relativos a la emisión de sedimentos los que deben de considerarse, observándose que la eficacia en la remoción de contaminantes es mayor cuanto mayor es la dimensión de la faja filtro señalada.

En este contexto, será interesante analizar el comportamiento del suelo de la ladera frente a la erosión hídrica, partiendo del conocimiento de que las fracciones de limo y arcilla son las portadoras principales de los productos químicos adsorbidos a ellos. El proceso de erosión superficial tiende a ser selectivo hacia partículas finas, en consecuencia, las características del tamaño de partícula del material erosionado cambian progresivamente hacia partículas más finas mediante la deposición de la fracción más gruesa. Este hecho implica que durante el fenómeno erosivo se transporta proporcionalmente más sedimento de grano fino que de grano grueso, un hecho destacable ya que como se ha indicado, son los sedimentos finos (limos y arcillas) los que mayor afinidad tienen con los contaminantes derivados de la actividad agrícola.

En la **Tabla 7** puede observarse como las fajas filtro provocan la sedimentación total de los materiales más gruesos presentes en el sedimento transportado por la escorrentía. Las arenas y los limos son fácilmente desprendidos del suelo por el efecto de la erosión superficial, pero mientras que los limos son fácilmente transportados, las arenas debido a su tamaño presentan una movilidad más compleja, lo que las hace ser rápidamente depositadas sin apenas opción a que sean transportadas al cauce.

Tabla 7. Sedimentos emitidos al cauce del río Serpis por clase de tamaño en $t\ ha^{-1}\ año^{-1}$ según el escenario.

Escenario	Sedimentos emitidos por clase		
	Arcilla	Limo	Arena
Ladera sin faja filtro	0.057	0.130	0.17
Ladera con faja de 5 m de ancho	0.019	0.036	0
Ladera con faja de 10 m de ancho	0.011	0.019	0
Ladera con faja de 15 m de ancho	0.007	0.013	0
Ladera con faja de 20 m de ancho	0.003	0.006	0

Para visualizar el buen funcionamiento de las franjas de vegetación diseñadas respecto a la reducción de emisión de sedimentos finos, es decir, arcilla y limo, se presenta la **Tabla 8**. Como puede observarse, existen diferencias relevantes en la eficacia de las diferentes dimensiones de fajas para reducir la entrada de sedimentos finos. La ladera con faja filtro de 20 m de ancho es capaz de retener hasta el 95 % de los sedimentos finos generados en la ladera, lo cual ronda una eficacia casi del 100%. No obstante, la ladera simulada de menores dimensiones, es decir, la ladera con faja filtro de 5 m de ancho, es capaz de reducir la entrada de sedimentos al cauce en valores superiores al 70 %.

Tabla 8. Eficacia de las fajas filtro en la reducción de la entrada de sedimentos finos (arcilla y limo) en $t\ ha^{-1}\ año^{-1}$ en el cauce del río Serpis.

Escenario	Sedimentos finos (arcilla y limo)	Eficacia en la reducción de sedimentos
Ladera sin faja filtro	0.187	-
Ladera con faja de 5 m de ancho	0.055	71 %
Ladera con faja de 10 m de ancho	0.030	84 %
Ladera con faja de 15 m de ancho	0.020	89 %
Ladera con faja de 20 m de ancho	0.009	95 %

4.2.3 Dimensiones de la faja filtro: eficacia de las fajas en el control de contaminantes emitidos al cauce

Se considera que la contaminación difusa del río Serpis es debida principalmente a la entrada de parte de los fertilizantes nitrogenados y fosfatados utilizados en las zonas agrícolas colindantes al cauce. El origen de esta problemática reside, por un lado, en la explotación intensiva de los cultivos, que lleva a emplear de forma incontrolada los productos químicos, empleando más nutrientes (nitrógeno y fósforo) que los que el sistema suelo-planta puede llegar a asimilar; y, por otro lado, a la ausencia de zonas de amortiguación próximas al cauce que puedan reducir la llegada de dichos productos al agua. Como consecuencia, cuando tienen lugar lluvias en la zona, dada la incapacidad de los terrenos agrícolas de asimilar el total de los nutrientes, la escorrentía los arrastra hasta la masa de agua más cercana. De acuerdo con Lassaletta et

al. (2009), en un escenario como tal, aproximadamente el 40 % de los fertilizantes nitrogenados son asimilados por el cultivo, mientras que el resto puede llegar a ser exportado hacia las masas de agua.

En la zona que abarca esta investigación, los fertilizantes nitrogenados incrementan el nitrógeno mineral del suelo; siendo el amonio (NH_4^+) y los nitratos (NO_3^-) las formas principales en las que podrá encontrarse dicho elemento en la ladera de estudio. Dichas formas han sido sometidas a diferentes procesos biológicos como la fijación, la mineralización, o la desnitrificación.

Los nitratos son compuestos químicos altamente móviles y solubles que no están ligados a la fracción particulada del suelo. Es decir, la entrada de nitratos a la masa de agua más cercana no estará controlada por los procesos de erosión, emisión y sedimentación de las partículas finas del suelo. En este caso, la principal vía de remoción del contaminante promovida por la faja filtro es la absorción por parte del sistema radicular de las especies que componen dichas franjas de vegetación. A través de la absorción, la vegetación asimilará los nitratos evitando que éstos sean trasladados a la masa de agua subterránea mediante su lixiviación, o hasta la masa de agua superficial mediante la escorrentía superficial.

El modelo *RUSLE2* no es un modelo de calidad del agua, por lo que no evalúa el impacto de las fajas filtro en el control de contaminantes con características como la de los nitratos (que no son adsorbidos a los sedimentos). A pesar de ello, es una herramienta básica en el diseño de fajas filtro por parte de diversas organizaciones o administraciones, como el *Natural Resources Conservation Service* o el *Agricultural Research Service* de los EEUU, quienes evalúan la eficacia de la remoción del nitrógeno en forma de nitrato (NO_3^-) a través de experiencias previas atendiendo a características básicas de las fajas filtro, como su vegetación y dimensiones, tipo de suelo y pendiente, entre otros parámetros.

Aunque en menor medida que los nitratos, también podrá encontrarse presente el nitrógeno en forma de amonio (NH_4^+) que, a diferencia del nitrato, es fácilmente adsorbido a las partículas finas del suelo. En este caso, sí hay una estrecha relación entre la contaminación de la masa de agua por NH_4^+ y el movimiento del suelo por el fenómeno de erosión hídrica. Por consiguiente, en un escenario como tal, sí que será factible cuantificar mediante la herramienta *RUSLE2* la remoción de dicho compuesto por parte de las

fajas. Tal y como observaron Lee et al. (2000), la eficiencia de remoción de nutrientes ligados a los sedimentos en las fajas filtro, en general, sigue las tendencias simuladas en la remoción de sedimentos finos. Siguiendo dicha observación, la faja filtro de 20 m podría retener hasta el 94 % del amonio presente en la ladera bajo la hipótesis de que todo el amonio presente en la misma está adsorbido por el sedimento. Por lo tanto, esta eficacia de remoción podría interpretarse como el umbral máximo de remoción por medio del proceso de adsorción, al cual debe de sumársele también la reducción del contaminante en la ladera mediante el proceso de absorción por parte de la vegetación que componen las fajas.

En definitiva, las fajas filtro tendrán la capacidad de reducir la entrada de NO_3^- y NH_4^+ mediante los procesos anteriormente expuestos, siendo la sedimentación y la asimilación por parte de plantas y microorganismos los procesos más destacables de dichas infraestructuras verdes. De acuerdo con Liu et al. (2008), una ladera con las mismas características a las simuladas (suelo y pendiente) con una faja filtro de herbáceas de 20 m de ancho y donde la remoción del sedimento es del 94 % (mismo escenario al modelizado) la eliminación del nitrógeno mineral es del 84 % (NH_4^+ y NO_3^-). Para apoyar esta conclusión, son muchas las experiencias que pueden indicarse en las que se ha evaluado la alta remoción de los compuestos nitrogenados por parte de las denominadas fajas filtro (véase [Douglas-Mankin et al., 2021](#), [Ramesh et al., 2021](#), [Sheng et al., 2021](#)).

Por otro lado, los fertilizantes fosfatados también son una fuente potencial que contribuye a

la contaminación difusa en la comarca. El ion fosfato está principalmente adsorbido a los materiales finos del suelo, que posteriormente son arrastrados por escorrentía superficial hasta el cauce. Al igual que en el caso del NH_4^+ , una de las principales vías de reducción de la entrada de fosfatos al cauce es la sedimentación de estos por parte de las fajas filtro y su posterior asimilación por parte de los diferentes organismos. Nuevamente, siguiendo la hipótesis de Lee et al. (2000), cabría esperar que la eficiencia de remoción de fosfatos tenga una tendencia similar a la eficiencia en la reducción del amonio y de los sedimentos finos. Esta eficacia en la remoción del fósforo mineral en un escenario como el presentado en esta investigación sería aproximadamente del 87 % ([Liu et al., 2008](#)).

Por lo tanto, considerando los resultados obtenidos, se propone la instalación de una faja filtro con una anchura de 20 m compuesta por las especies *Bituminaria bitumitosa* y *Salvia verbenaca* con una fracción de cubierta del 90 %, ambas plantadas de forma equitativa.

4.3 Propuesta de localización de las fajas filtro

Las fajas filtro deberán de ser ubicadas primordialmente en aquellas áreas de la comarca en las cuales los cultivos citrícolas están en contacto directo con el cauce del río Serpis. Teniendo en cuenta dicha consideración, se cartografió la vegetación riparia adyacente al cauce del río Serpis desde Vilallonga a Gandia, con el objetivo de identificar aquellas parcelas agrícolas en contacto directo con alguna de las masas de agua.

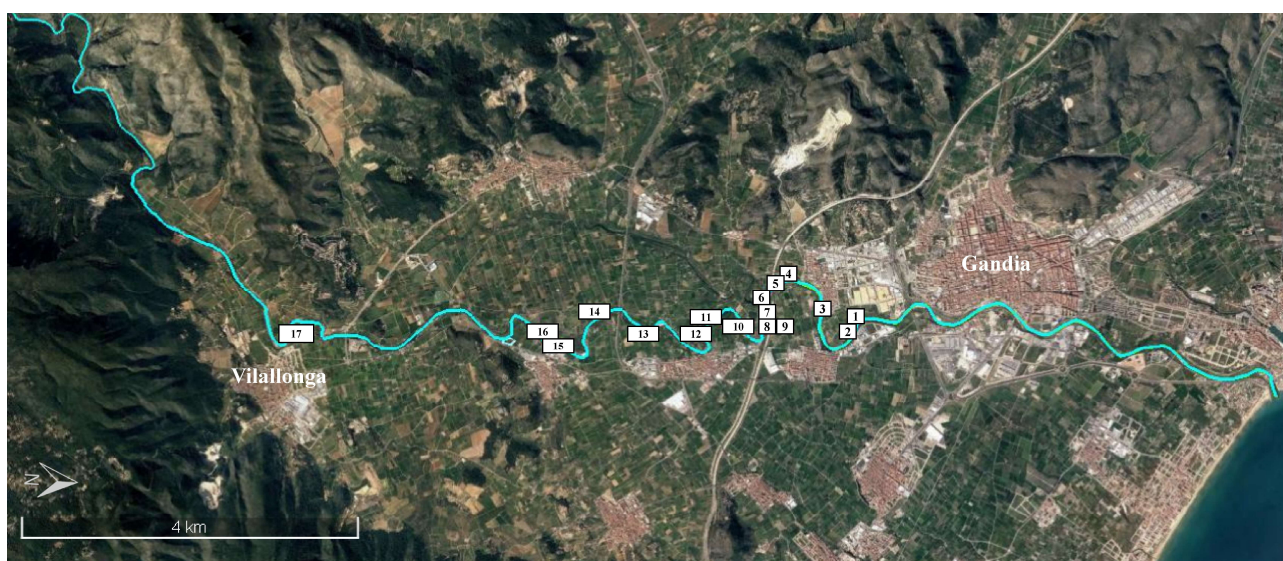


Figura 8. Ubicación de las 17 parcelas agrícolas seleccionadas para la instalación de fajas filtro.

En total se identificaron 17 parcelas en los diferentes municipios ribereños (**Figura 8**), con una superficie total de actuación de 3.54 ha. Como se puede observar, la densidad de las parcelas aumentó río abajo, ya que tal como demostraron Parra-López et al. (2020), existe una tendencia general creciente en la concentración de nitratos a medida que el río avanza hacia su desembocadura. Dichos autores registraron las mayores concentraciones de nitratos en el municipio del Real de Gandia. No obstante, aunque dichos valores fueron los típicos de zonas con agricultura intensiva, no superaron los límites legales máximos permitidos establecidos por la Directiva Europea 91/676/CEE, encargada de regular la contaminación por nitratos.

En las siguientes figuras se muestra la localización de las diferentes parcelas propuestas para la instalación de las fajas filtro por municipio: Vilallonga (**Figura 9**), Potries (**Figura 10**), Beniflà y Palma de Gandia (**Figura 11**), Beniarjó, Almoines y el Real de Gandia (**Figura 12** y **Figura 13**). Así mismo, en el anexo de este informe puede consultarse la extensión, localización y referencia catastral de las mismas.

Estas franjas de vegetación deberían ubicarse lo más cerca posible de la fuente de contaminación (junto al propio cultivo, y cerca de donde se aplican los productos, en caso de ser aplicación directa al suelo), acoplándose a lo largo del contorno de dicha fuente, con el objetivo de promover el flujo superficial a través de la faja y reduciendo así la capacidad de transporte de la escorrentía.



Figura 9. Propuesta de localización de una faja filtro en el municipio de Vilallonga.



Figura 10. Propuesta de localización de dos fajas filtro en el municipio de Potries.

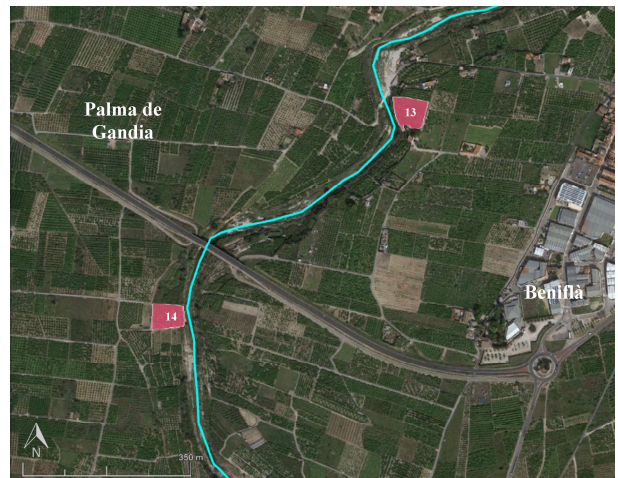


Figura 11. Propuesta de localización de dos fajas filtro en los municipios de Beniflà y Palma de Gandia.



Figura 12. Propuesta de localización de siete fajas filtro en los municipios de Beniarjó y el Real de Gandia.



Figura 13. Propuesta de localización de cinco fajas filtro en los municipios de Almoines y el Real de Gandia.

5 Conclusiones

Actualmente, el río Serpis a su paso por la comarca de la Safor está sometido a diferentes presiones que han hecho de él un ecosistema significativamente degradado. Su restauración debería contemplar diferentes puntos de vista, que abarcan la cantidad y calidad de sus aguas, sus comunidades biológicas y sus condiciones hidromorfológicas.

Diferentes actividades antrópicas pueden ser las causantes de la contaminación del agua del Serpis. En el caso de la comarca de la Safor, la actividad agrícola constituye el principal uso del suelo de las zonas colindantes al cauce del río Serpis. Aunque a veces la ciudadanía o los propietarios de los terrenos no lo perciben, unas prácticas agrícolas intensivas en cuanto a la aplicación de productos químicos pueden resultar perjudiciales con los ecosistemas naturales que se encuentran en su entorno, especialmente en lo referente al aporte de sedimentos y contaminantes a las masas de agua cercanas. Otra actividad antrópica que puede tener un efecto importante en la calidad del agua del Serpis es la contaminación de origen puntual como consecuencia de la deficiente depuración de las aguas residuales urbanas o la presencia de vertidos puntuales. Por ejemplo, en determinadas épocas del año se produce la saturación puntual de la red de saneamiento que lleva las aguas a la EDAR “Gandia - la Safor”. Este hecho supone la degradación del ecosistema fluvial del Serpis, favoreciendo la pérdida de especies autóctonas a favor de otras menos sensibles o causando la eutrofización del tramo final; hecho que es muy patente en la comarca y que por ejemplo se relaciona con el aumento de las algas filamentosas en los tramos con mayor aporte de nitratos.

Las fajas filtro son consideradas como una de las alternativas de carácter verde más eficaces para el control de la contaminación difusa. De acuerdo con la modelización realizada en la presente investigación mediante el modelo *RUSLE2*, en una ladera tipo de la zona de estudio, la instalación de una faja filtro de vegetación herbácea de unos 20 m de anchura lograría reducir un 94 % la entrada de sedimentos al cauce del Serpis, y aproximadamente entre un 80 y un 84 % la entrada de compuestos nitrogenados y fosfatados.

Finalmente, la implementación de fajas filtro en las laderas próximas al cauce del Serpis no solo ayudaría a la retención de sedimentos y degradación natural de los contaminantes, a la prevención de la llegada de estos a las aguas subterráneas y a los ecosistemas acuáticos, sino que también tendría otros beneficios sobre las comunidades biológicas del ecosistema fluvial y proporcionaría numerosos servicios ecosistémicos a la ciudadanía de la comarca.

6 Agradecimientos

Los autores quieren dar las gracias a los miembros del Centre de Desenvolupament Rural la Safor por su interés en el desarrollo de la presente investigación, y al Centro Ibérico de Restauración Fluvial (CIREF) y al Institut d’Investigació per a la Gestió Integrada de Zones Costeneres (IGIC) de la Universitat Politècnica de València, por apoyar su realización.

7 Bibliografía

Normativa

- Decreto 86/2018, de 22 de junio, del Consell, por el que se designa municipios como zonas vulnerables a la contaminación de las aguas por nitratos procedentes de fuentes agrarias.
- Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.
- Directiva 91/676/CEE del Consejo, de 12 de diciembre de 1991, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura.
- Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental.

Referencias

- ANE. 2019. *Cap. 5 Biogeografía y suelos*. Geoportal del Atlas Nacional de España. Accesible en:

- https://www.ign.es/web/resources/docs/IGNCnig/NE/Capitulos/05_Biogeografiaysuelos.pdf.
- Aznar-Frasquet, I. 2014. *El huerto urbano como herramienta para la formación de personas en situación de exclusión social. Trabajo Fin de Grado*. Universitat Politècnica de València.
- Aznar-Frasquet, I. 2015. *Serpis, riu viu. Informe per a la sensibilització sobre l'estat del Serpis al seu pas per la Safor*. CDR la Safor. Beniarjó, Valencia. 27 p.
- Aznar-Frasquet, I., Peiró-Gea, J., Monzó-Sanchís, T. 2016. *Seguiment de la sequera al Serpis al seu pas per Potries. Aproximació al greu estat del riu, actuacions de rescat i cens de fauna aquàtica*. CDR la Safor. Beniarjó, Valencia. 33 p.
- Bentrop, G. 2008. *Zonas de amortiguamiento para conservación. Lineamientos para diseño de zonas de amortiguamiento, corredores y vías verdes. Informe Técnico Gral. SRS-109*. Departamento de Agricultura, Servicio Forestal, Estación de Investigación Sur. Asheville, NC. 128 p.
- Blaas, H., Kroeze, C. 2016. Excessive nitrogen and phosphorus in European rivers: 2000–2050. *Ecological Indicators*, 67: 328-337.
- Castroviejo, S. 1986-2012. *Flora iberica 1-8, 10-15, 17-18, 21*. Real Jardín Botánico, CSIC. Madrid <http://www.floraiberica.org/> [última consulta 30/07/2021].
- Ccanccapa, A., Masiá, A., Andreu, V., Picó, Y. 2016. Spatio-temporal patterns of pesticide residues in the Turia and Júcar Rivers (Spain). *Science of the Total Environment*, 540: 200-210.
- Colmena-Flores, G., Viana-Fons, J.D., Gil-Martínez, E., García-Domínguez, B. 2017. *Investigació sobre la caracterització i sectorització segons criteris d'actuació dels canyars situats en el llit fluvial del riu Serpis dins del terme municipal de Beniarjó*. CDR la Safor. Beniarjó, Valencia. 20 p.
- CHJ. 2015. *Memoria - Anejo 12. Evaluación del estado de las masas de agua superficial y subterránea. Ciclo de planificación hidrológica 2015 - 2021. Demarcación Hidrográfica del Júcar*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Confederación Hidrográfica del Júcar. 917 p.
- CHJ. 2020. *Visor SIA Júcar. Versión 1.0. Sistema de información del agua de la Confederación Hidrográfica del Júcar. Estado de las masas de agua superficiales*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Confederación Hidrográfica del Júcar <https://aps.chj.es/siajucar/> [última consulta 30/07/2021].
- Dosskey, M.G., Schultz, R.D., Isenhardt, T.M. 1997. *Riparian buffers for agricultural land. Agroforestry note 3*. National Agroforestry Center, USDA Forest Service / USDA Natural Resources Conservation Service. 4 p.
- Douglas-Mankin, K.R., Helmers, M.J., Harmel, R.D. 2021. Review of filter strip performance and function for improving water quality from agricultural lands. *Transactions of the ASABE*, 64(2): 659-674.
- Fischer, R.A., Fischenich, J.C. 2000. *Design recommendations for riparian corridors and vegetated buffer strips. Report ERDC TN-EMRRP-SR-24*. US Army Engineer Research and Development Center. Vicksburg, MS. 17 p.
- Fonseca, E., Renau-Pruñonosa, A., Ibáñez, M., Gracia-Lor, E., Estrela, T., Jiménez, S., Pérez-Martín, M.Á., González, F., Hernández, F., Morell, I. 2019. Investigation of pesticides and their transformation products in the Júcar River Hydrographical Basin (Spain) by wide-scope high-resolution mass spectrometry screening. *Environmental Research*, 177: 108570.
- Garófano-Gómez, V. 2019. *Investigación sobre los rasgos funcionales de la vegetación de ribera del río Serpis a lo largo de un gradiente longitudinal: desde Beniarrés al mar*. CDR la Safor. Beniarjó, Valencia. 42 p.
- Garófano-Gómez, V., Gadea-Pérez, I. 2018. *Investigación del ecosistema fluvial del río Serpis y propuesta de actuaciones prioritarias para su rehabilitación en la comarca de la Safor (Valencia)*. CDR la Safor. Beniarjó, Valencia. 20 p.
- Garófano-Gómez, V., Martínez-Capel, F., Delgado-Artés, R. 2009. *Les riberes del Serpis: Gestió de l'aigua per a la seua conservació*. CEIC Alfons el Vell. Gandia. 224 p.
- Garófano-Gómez, V., Martínez-Capel, F., Peredo-Parada, M., Olaya-Marín, E.J., Muñoz-Más, R., Soares-Costa, R.M., Pinar-Arenas, J.L. 2011. Assessing hydromorphological and floristic patterns along a regulated Mediterranean River: The Serpis River (Spain). *Limnetica*, 30(2): 307-328.
- Gil-Martínez, E. 2020. *Estudio para la rehabilitación ambiental del río Serpis en su tramo bajo (de Gandia al mar) combinando hábitats, caudal ecológico y calidad del agua*. Trabajo Fin de Máster. Universitat Politècnica de València. 200 p.
- Hlava, J. 2015. Soil fauna diversity relationship with NO₃ content in grass filter strips within intensive agriculture land. *Polish Journal of Ecology*, 63(2): 273-279.
- ICONA. 1988. *Agresividad de la lluvia en España: valor del factor R de la Ecuación Universal de Pérdida del Suelo*. MAPA. Madrid. 39 p.
- IGME. 2009a. *Identificación y caracterización de la interrelación que se presenta entre aguas subterráneas, cursos fluviales, descargas por manantiales, zonas húmedas y otros ecosistemas naturales de especial interés hídrico. Sistema de explotación 081.06 Serpis*. Instituto Geológico y Minero de España. 91 p.
- IGME. 2009b. *Mapa Litoestratigráfico, de permeabilidades e hidrológico de España a escala 1:200.000*. Instituto Geológico y Minero de España.
- Jontos, R. 2004. *Vegetative buffers for water quality protection: an introduction and guidance document*.

- Draft version 1.0.* Connecticut Association of Wetland Scientists. 22 p.
- Lassaletta, L., García-Gómez, H., Gimeno, B.S., Rovira, J.V. 2009. Agriculture-induced increase in nitrate concentrations in stream waters of a large Mediterranean catchment over 25 years (1981–2005). *Science of the Total Environment*, 407(23): 6034-6043.
- Lee, K.-H., Isenhardt, T.M., Schultz, R.C., Mickelson, S.K. 2000. Multispecies riparian buffers trap sediment and nutrients during rainfall simulations. *Journal of Environmental Quality*, 29(4): 1200-1205.
- Liu, X., Zhang, X., Zhang, M. 2008. Major factors influencing the efficacy of vegetated buffers on sediment trapping: a review and analysis. *Journal of Environmental Quality*, 37(5): 1667-1674.
- Lucía-Núñez, P. 2018. *Aplicación de la RUSLE2 en la estimación de la erosión en fajas en rotación sometidas a distintos tratamientos y técnicas de laboreo*. Trabajo Fin de Grado. Universidad Politécnica de Madrid.
- MARM. 2008. *Inventario de tecnologías de lucha contra la desertificación*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Accesible en: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/desertificacion-restauracion/lucha-contra-la-desertificacion/lch_inventario_tec.aspx.
- Martínez-Fernández, D. 2012. *Respuestas fisiológicas de Bituminaria bituminosa frente a sequía y metales pesados*. Tesis Doctoral. Departamento de Recursos Naturales del Instituto Murciano de Investigación y Desarrollo Agrario y Alimentario (IMIDA) y Departamento de Producción Vegetal de la Universidad Politécnica de Cartagena (UPCT).
- Mendez, M.O., Maier, R.M. 2008. Phytostabilization of mine tailings in arid and semiarid environments: an emerging remediation technology. *Environmental Health Perspectives*, 116(3): 278-283.
- Parra-López, M., Martínez Capel, F., Tonina, D. 2020. *Investigación sobre la tendencia de plaguicidas y nitratos en el río Serpis*. CDR la Safor. Beniarjó, Valencia. 16 p.
- Pascual-Aguilar, J.A., Andreu, V., Campo, J., Picó, Y., Masiá, A. 2017. Pesticide occurrence in the waters of Júcar River, Spain from different farming landscapes. *Science of the Total Environment*, 607-608: 752-760.
- Ramesh, R., Kalin, L., Hantush, M., Chaudhary, A. 2021. A secondary assessment of sediment trapping effectiveness by vegetated buffers. *Ecological Engineering*, 159: 106094.
- Renard, K.G., Yoder, D.C., Lightle, D.T., Dabney, S.M. 2011. *Universal soil loss equation and revised universal soil loss equation*. En: Morgan, R.P.C., Nearing, M.A. (Eds.). *Handbook of erosion modelling*. Blackwell Publishing Ltd. Oxford, UK. pp. 137-167.
- Roldán, M., Carrero, L., Salas, L. 2017. New methodology to calculate the erosivity of a storm with a 10 year recurrence (R10) for application of RUSLE in Spain. Accesible en: <http://www.ecogesfor.org/recursos/>.
- Sheng, L., Zhang, Z., Xia, J., Liang, Z., Yang, J., Chen, X.-a. 2021. Impact of grass traits on the transport path and retention efficiency of nitrate nitrogen in vegetation filter strips. *Agricultural Water Management*, 253: 106931.
- van Dijk, G.M., van Liere, L., Admiraal, W., Bannink, B.A., Cappon, J.J. 1994. Present state of the water quality of European rivers and implications for management. *Science of the Total Environment*, 145(1): 187-195.
- Wenger, S. 1999. *A review of the scientific literature of riparian buffer width, extent and vegetation*. Office of Public Service and Outreach, Institute of Ecology, University of Georgia. Athens, Georgia. 59 p.
- Wischmeier, W.H., Smith, D.D. 1978. *Predicting rainfall erosion losses - a guide of conservation planning*. *Agriculture Handbook No. 537*. U.S. Department of Agriculture. 60 p.

Como citar esta investigación:

Se autoriza la difusión de este documento científico-técnico que, a efectos bibliográficos, debe citarse como: Lucía-Núñez, P., Garófano-Gómez, V., Martínez-Capel, F. 2021. *Investigación sobre la eficacia de las fajas filtro en el control de la contaminación difusa del río Serpis*. CDR la Safor. Beniarjó, Valencia. 16 p.

Anexo

Tabla. Parcelas propuestas para la localización de fajas filtro en la comarca de la Safor. Identificación mediante parcela catastral.
Fuente: Ministerio de Hacienda. Dirección General del Catastro.

Parcela	Superficie (ha)	Municipio	Referencia catastral - localización
1	0.19	Real de Gandia	46213A002001760000HM - Polígono 2 Parcela 176 MITJFIL. EL REAL DE GANDIA (VALENCIA)
2	0.16	Real de Gandia	46213A002001770000HO - Polígono 2 Parcela 177 MITJFIL. EL REAL DE GANDIA (VALENCIA)
3	0,41	Real de Gandia	46213A003000480000HQ - Polígono 3 Parcela 48 MITJFIL. EL REAL DE GANDIA (VALENCIA)
4	0.14	Almoines	46034A003003270000YH - Polígono 3 Parcela 327 ANTIGOR. ALMOINES (VALENCIA)
5	0.22	Almoines	46034A003003280000YW - Polígono 3 Parcela 328 ANTIGOR. ALMOINES (VALENCIA)
6	0.22	Real de Gandia	46213A003001930000HX - Polígono 3 Parcela 193 L'ILLETA. EL REAL DE GANDIA (VALENCIA)
7	0.24	Real de Gandia	46213A003001940000HI - Polígono 3 Parcela 194 L'ILLETA. EL REAL DE GANDIA (VALENCIA)
8	0.36	Real de Gandia	46213A003002180000HR - Polígono 3 Parcela 218 L'ILLETA. EL REAL DE GANDIA (VALENCIA)
9	0.16	Real de Gandia	46213A003002200000HK - PD L'ILLETA 1 Bl: A Polígono 3 Parcela 220. L'ILLETA. EL REAL DE GANDIA (VALENCIA)
10	0.26	Beniarjó	46055A003001340000BZ - Polígono 3 Parcela 134 GALCA. BENIARJÓ (VALENCIA)
11	0.31	Beniarjó	46055A003001070000BB - Polígono 3 Parcela 107 ALFAS. BENIARJÓ (VALENCIA)
12	0.12	Beniarjó	46055A003001040000BH - Polígono 3 Parcela 104 ALFAS. BENIARJÓ (VALENCIA)
13	0.39	Beniflà	46061A001000070000OO - Polígono 1 Parcela 7 CATORCENA. BENIFLÀ (VALENCIA)
14	0.32	Palma de Gandia	46189A008000670000JO - Polígono 8 Parcela 67 SEQUIA. PALMA DE GANDIA (VALENCIA)
15	0.13	Potries	46200A001000400000XF - Polígono 1 Parcela 40 LA CASA FOSCA. POTRIES (VALENCIA)
16	0.12	Potries	46200A001003790000XB - Polígono 1 Parcela 379 LA CASA FOSCA. POTRIES (VALENCIA)
17	0.14	Vilallonga	46257A002002140000YX - Polígono 2 Parcela 214 RAMBLA. VILALLONGA (VALENCIA)