



UNIVERSIDAD
DE MURCIA

Escuela
de Doctorado

TESIS DOCTORAL

*Procesos erosivos en suelos agrícolas bajo distintos
manejos sostenibles: aproximación con diferentes
metodologías*

AUTOR

Efraín Carrillo López

DIRECTORAS

Carolina Boix Fayos

María Martínez-Mena García

2026



UNIVERSIDAD
DE MURCIA

Escuela
de Doctorado

TESIS DOCTORAL

*Procesos erosivos en suelos agrícolas bajo distintos
manejos sostenibles: aproximación con diferentes
metodologías*

AUTOR Efraín Carrillo López

DIRECTORAS Carolina Boix Fayos
María Martínez-Mena García

2026



DECLARACIÓN DE AUTORÍA Y ORIGINALIDAD DE LA TESIS PRESENTADA PARA OBTENER EL TÍTULO DE DOCTOR/A

Aprobado por la Comisión General de Doctorado el 19 de octubre de 2022.

Yo, D. Efraín Carrillo López, habiendo cursado el Programa de Doctorado Biodiversidad y Gestión Ambiental de la Escuela Internacional de Doctorado de la Universidad de Murcia (EIDUM), como autor/a de la tesis presentada para la obtención del título de Doctor/a titulada:

Procesos erosivos en suelos agrícolas bajo distintos manejos sostenibles: aproximación con diferentes metodologías

y dirigida por:

D^a.: Carolina Boix Fayos
D^a.: María Martínez-Mena García
D.:

DECLARO QUE:

La tesis es una obra original que no infringe los derechos de propiedad intelectual ni los derechos de propiedad industrial u otros, de acuerdo con el ordenamiento jurídico vigente, en particular, la Ley de Propiedad Intelectual (R.D. legislativo 1/1996, de 12 de abril, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Propiedad Intelectual, modificado por la Ley 2/2019, de 1 de marzo, regularizando, aclarando y armonizando las disposiciones legales vigentes sobre la materia), en particular, las disposiciones referidas al derecho de cita, cuando se han utilizado sus resultados o publicaciones.

Del mismo modo, asumo ante la Universidad cualquier responsabilidad que pudiera derivarse de la autoría o falta de originalidad del contenido de la tesis presentada, en caso de plagio, de conformidad con el ordenamiento jurídico vigente.

Murcia, a 3 de febrero de 2026

(firma)

Información básica sobre protección de sus datos personales aportados:	
Responsable	Universidad de Murcia. Avenida teniente Flomesta, 5. Edificio de la Convalecencia. 30003; Murcia. Delegado de Protección de Datos: dpd@um.es
Legitimación	La Universidad de Murcia se encuentra legitimada para el tratamiento de sus datos por ser necesario para el cumplimiento de una obligación legal aplicable al responsable del tratamiento. art. 6.1.c) del Reglamento General de Protección de Datos
Finalidad	Gestionar su declaración de autoría y originalidad
Destinatarios	No se prevén comunicaciones de datos
Derechos	Los interesados pueden ejercer sus derechos de acceso, rectificación, cancelación, oposición, limitación del tratamiento, olvido y portabilidad a través del procedimiento establecido a tal efecto en el Registro Electrónico o mediante la presentación de la correspondiente solicitud en las Oficinas de Asistencia en Materia de Registro de la Universidad de Murcia

Esta DECLARACIÓN DE AUTORÍA Y ORIGINALIDAD debe ser insertada en la quinta hoja, después de la portada de la tesis presentada para la obtención del título de Doctor/a.

Código seguro de verificación: RUxFMswk-03df1rX8-JdDSTysw-3Euc8v4e

COPIA ELECTRÓNICA - Página 1 de 1

Esta es una copia auténtica imprimible de un documento administrativo electrónico archivado por la Universidad de Murcia, según el artículo 27.3 c) de la Ley 39/2015, de 1 de octubre. Su autenticidad puede ser contrastada a través de la siguiente dirección: <https://sede.um.es/validador/>

*A mi madre y a mi padre,
por su inagotable dedicación.*

*A mi hermana,
por su apoyo incondicional.*

*A mi pareja,
por caminar a mi lado.*

Agradecimientos

Esta tesis doctoral ha sido el fruto de muchos años de trabajo, esfuerzo y dedicación, pero que no habría sido posible sin el apoyo de muchas personas.

En primer lugar, quiero agradecer a mis directoras de tesis, Carolina Boix Fayos y María Martínez-Mena, que en 2019 me dieron la oportunidad de iniciar mi carrera de investigación. Sin duda, ha sido una experiencia muy enriquecedora poder trabajar codo con codo con vosotras y valoro enormemente todo el conocimiento que me habéis transmitido, así como vuestra profesionalidad.

A todos los miembros del Grupo de Erosión y Conservación de Suelos. Gracias por la calidez con la que me recibieron y por ser una parte tan fundamental en mi camino. No puedo dejar de mencionar a Elvira Díaz y Eloisa García, quienes se unieron a mis innumerables viajes a Escuderos para medir las casi 300 varillas de erosión. Muchas gracias por vuestro apoyo. Finalmente, quiero dedicar un especial agradecimiento a Joris de Vente por la puesta en marcha en 2009 y el mantenimiento de las parcelas de erosión de Alhagüeces. Su trabajo, prácticamente de manera altruista, fue crucial, ya que sin estas infraestructuras no habría sido posible obtener los datos fundamentales para uno de los capítulos principales de esta tesis doctoral.

Una mención especial a Adolfo Calvo Cases, que realizó los vuelos del drone y procesó posteriormente todas las fotografías aéreas realizadas. De su trabajo se derivó información de gran relevancia que ha sido clave para el desarrollo de la presente tesis doctoral. Muchas gracias.

No me olvido de Antonio, Cristina, Clara, Fran, Mistral y Mercedes, compañeros pre y posdoctorales del grupo de investigación. Los consejos y risas compartidas durante este tiempo han hecho, sin duda, que el camino haya sido más llevadero y enriquecedor. Muchas gracias por vuestro compañerismo.

Un agradecimiento especial a Altamir Mateus Bertollo, por su inestimable ayuda en las salidas de campo de 2019 y 2020, especialmente en aquellas para

realizar el inventario de campo. Fueron semanas de intenso trabajo que, sin su apoyo, se habrían prolongado indefinidamente.

A mis padres, por el esfuerzo y el sacrificio que hicieron para que nunca me faltara lo que ellos no tuvieron la oportunidad de disfrutar. Su dedicación incondicional ha sido y será siempre mi mayor inspiración. También a mi hermana, María Belén, a quien considero mi segunda madre y a quien le debo gran parte de mis méritos académicos y personales. Muchas gracias por tu inagotable apoyo.

Un agradecimiento especial a mi pareja, Gloria, por su paciencia y su comprensión en los momentos más difíciles y por recordarme que, al final, todo este trabajo merecería la pena. Tu apoyo emocional ha sido clave en este proceso. Gracias de corazón.

No puedo olvidarme de mis amigos/as, que me acompañaron en cada paso, son parte fundamental de este logro. A ellos/as les debo los momentos de desconexión y las risas que me recordaron que hay vida más allá de la tesis.

Mi agradecimiento a Antonio, propietario de la finca Los Alhagüeces, y a Vicente Valero, encargado de las fincas Escuderos y Canteras, por su generosidad al permitir el desarrollo de mis experimentos. A Vicente le agradezco, de manera particular, su apoyo en el trabajo de campo en más de una ocasión, y por el gesto de remolcar el coche del CEBAS con su tractor cuando se quedó atascado en el barro.

Finalmente, quisiera expresar mi más sincero agradecimiento a los profesores Salvador Sánchez-Pedreño Guillén y José Manuel Mira Ros de la asignatura «Escribe tu tesis con L^AT_EX», por enseñarme a manejar este maravilloso sistema de composición de textos y facilitarme una plantilla que me ha permitido lograr lo que parecía imposible: escribir mi tesis con L^AT_EX.

Este trabajo ha sido realizado gracias al esfuerzo y los datos recabados en el marco de varios proyectos de investigación: DESIRE (DG RTD 037046), DIVERFARMING EU H2020 program (728003), Plan Nacional (AGL20111-25069) y Plan Nacional AGRI_SER (PID2020-119825RB-I00).

Índice general

Resumen	1
Abstract	11
1. Introducción	21
1.1. El suelo como recurso vital	21
1.2. La degradación del recurso suelo	22
1.2.1. La erosión hídrica, un proceso ligado a la escala de observación	24
1.2.2. Breve revisión de la erosión hídrica del suelo en el contexto mundial, europeo, español y murciano	26
1.2.3. Perspectivas sobre la erosión del suelo	45
1.3. Metodologías para el estudio de la erosión	47
1.4. Prácticas de manejo sostenible para frenar la erosión hídrica . . .	49
1.5. Objetivos de la tesis	53
1.6. Estructura de la tesis	55
2. Descripción de las zonas de estudio	57
2.1. Finca «Los Alhagüeces»	57
2.1.1. Características climáticas	58
2.1.2. Litología	59
2.1.3. Características edáficas	59
2.1.4. Datos de precipitación	60
2.2. Finca «Escuderos» y Finca «Canteras»	63
2.2.1. Características climáticas	64
2.2.2. Litología	64
2.2.3. Características edáficas	66
2.2.4. Evolución de los usos del suelo	67
2.2.5. Datos de precipitación	68

3. Evaluación de la erosión hídrica concentrada: contrastando el inventario de campo con el uso de información espacial	71
3.1. Materiales y métodos	71
3.1.1. Estimación del volumen movilizado por erosión	71
3.1.2. Muestreo de densidad aparente y estimación de tasas de erosión	88
3.1.3. Análisis estadístico	89
3.2. Resultados	90
3.2.1. Características de la precipitación	90
3.2.2. Formas y procesos de erosión identificados	90
3.2.3. Densidad aparente	101
3.2.4. Estimación de erosión	102
3.2.5. Comparación entre metodologías	108
3.3. Discusión	110
3.3.1. Formas de erosión identificadas a través de ambos métodos	110
3.3.2. Estimación del volumen movilizado y las tasas de erosión .	113
3.3.3. Comparación de metodologías	121
3.4. Conclusiones	124
4. Efecto a largo plazo del manejo sostenible del suelo sobre la erosión hídrica a través de parcelas abiertas	127
4.1. Materiales y métodos	127
4.2. Muestreo del suelo	128
4.3. Medición de la erosión	129
4.4. Análisis físico-químico de suelo y sedimento	132
4.5. Análisis estadístico	133
4.6. Resultados	134
4.6.1. Características de la precipitación	134
4.6.2. Propiedades físicas y químicas del suelo	136
4.6.3. Respuesta hidrológica y erosiva	138
4.6.4. Distribución de las partículas en el sedimento y razones de enriquecimiento	142
4.6.5. Concentración de carbono orgánico, nitrógeno y fósforo en el sedimento	145
4.6.6. Relación entre las características climáticas y la respuesta erosiva	147

4.7. Discusión	158
4.7.1. Efecto de las prácticas de manejo sostenible en la genera- ción de escorrentía y erosión	158
4.7.2. Efecto de las prácticas de manejo sostenible en la moviliza- ción de carbono orgánico y nutrientes por erosión	162
4.8. Conclusiones	165
5. Estudio a microescala del efecto del cambio de uso y el manejo sostenible del suelo en el proceso de erosión hídrica	167
5.1. Materiales y métodos	167
5.1.1. Parcelas experimentales	167
5.1.2. Varillas de erosión	172
5.1.3. Cálculo de la tasa de erosión de suelo	174
5.1.4. Muestreo de densidad aparente	176
5.1.5. Erosión acumulada y variación temporal	178
5.1.6. Análisis estadístico	179
5.2. Resultados	181
5.2.1. Características de los eventos de precipitación	181
5.2.2. Influencia de las diversificaciones en el proceso erosivo	182
5.2.3. Características de la lluvia y control de la erosión	189
5.2.4. Análisis temporal del efecto de las diversificaciones	202
5.3. Discusión	207
5.3.1. Gradiente de intensificación de uso y aceleración de proce- sos de erosión del suelo	207
5.3.2. Influencia de las características de la precipitación en el proceso erosivo y sus fases	211
5.3.3. Efecto de las diversificaciones sobre la erosión	213
5.3.4. Influencia temporal de las diversificaciones y cubiertas	216
5.4. Conclusiones	217
6. Conclusiones	219
6.1. Principales conclusiones por capítulo	219
6.2. La importancia de la escala en el estudio de la erosión	222
6.3. El manejo como elemento clave para el control de la erosión en agroecosistemas mediterráneos	225

6.4. Implicaciones del trabajo en la gestión del territorio y las políticas agrarias	227
Bibliografía	229
Anexos	264
A. Códigos de R	265
A.1. Cálculo de la intensidad de la precipitación	265
A.2. Calculo de longitud de curva e índice de variabilidad	266
B. Información complementaria del Capítulo 3	267
B.1. Estadísticos descriptivos – Inventario de campo	267
B.2. Estadísticos descriptivos – Información espacial	268
C. Información complementaria del Capítulo 4	271
C.1. Estadísticos descriptivos – Respuesta hidrológica y erosiva	271
C.2. Estadísticos descriptivos – Carbono orgánico y Nutrientes en sedimentos	273
C.3. Estadísticos descriptivos – Granulometría de los sedimentos	274
D. Información complementaria del Capítulo 5	277
D.1. Estadísticos descriptivos – Tasa de erosión neta	277
D.2. Estadísticos descriptivos – Fase de arranque	278
D.3. Estadísticos descriptivos – Fase de sedimentación	279

Índice de figuras

1.1. Modelo conceptual de la producción de sedimentos a diferentes escalas y sus fuentes y sumideros contribuyentes	26
2.1. Localización de Zarzadilla de Totana, Alhagüeces y de las dos zonas de estudio	58
2.2. Unidades geológicas presentes en al zona de estudio y alrededores	60
2.3. Localización de las dos fincas agrícolas objeto de estudio: Escuderos y Canteras	63
2.4. Unidades geológicas presentes en al zona de estudio y alrededores	65
2.5. Mapa de usos del suelo de 1956 y 2016 de la cuenca donde se encuentran las fincas objeto de estudio	69
3.1. Delimitación de las zonas muestreadas a través del inventario de campo e información espacial en la finca Escuderos.	72
3.2. Reguero formado en la zona de estudio	73
3.3. Cárcava formada en el borde de una terraza de cultivo dentro de la zona de estudio.	74
3.4. Esquema de un pedestal de erosión.	75
3.5. Raíces de almendro expuestas por la acción de la erosión hídrica. .	76
3.6. Acumulación de material frente al tronco de un árbol.	77
3.7. Distribución espacial de los puntos de control y los errores de las estimaciones	79
3.8. Esquema metodológico para la subdivisión de las formas de erosión de acuerdo a la elevación de cada celdilla	80
3.9. Diagrama de flujo para la determinación del volumen de material perdido en las distintas subdivisiones de las formas de erosión digitalizadas utilizando QGIS	83

3.10. Diagrama de flujo para la determinación del volumen de material perdido en las distintas formas de erosión digitalizadas utilizando QGIS	83
3.11. Fotografías de regueros, cárcavas, raíces expuestas y pedestales tomadas durante los inventarios de campo	92
3.12. Localización de las formas erosivas identificadas a través del inventario de campo realizado en septiembre de 2019	93
3.13. Fotografías de acumulación frente a obstáculos, erosión mixta, y movimientos en masa tomadas durante los inventarios de campo .	94
3.14. Detalle de movimientos en masa identificados a través de información espacial	97
3.15. Detalle de la forma de erosión mixta identificada a través de información espacial	97
3.16. Localización de las formas de erosión identificadas con la ortofoto de noviembre de 2018	98
3.17. Localización de las formas de erosión identificadas con la ortofoto de diciembre de 2018	99
3.18. Localización de las formas de erosión identificadas con la ortofoto de septiembre de 2019	100
3.19. Mediana y desviación absoluta media del volumen erosionado para diferentes formas y periodos muestreados con inventario de campo	104
3.20. Mediana y desviación absoluta media de la tasa de erosión para diferentes formas y periodos muestreados con inventario de campo	104
3.21. Mediana y desviación absoluta media del volumen erosionado para diferentes formas en el período 2 con información espacial	107
3.22. Mediana y desviación absoluta media de la tasa de erosión para diferentes formas en el período 2 con información espacial	107
3.23. Comparativa del volumen de material movilizado estimado por cárcavas, movimientos en masa y forma mixta a través de inventario de campo y de información espacial en septiembre de 2019	109
4.1. Distribución espacial de los tratamientos implementados en las dos zonas experimentales: cereal y almendro.	129
4.2. Sistema de retención de sedimentos (caja Gerlach + depósitos) instalado en la base de uno de los manejos implementados en el cultivo de cereal	130

4.3. Detalle de una caja Gerlach (arriba) y de los dos depósitos (abajo) instalados en el cultivo de almendro	131
4.4. Precipitación total e intensidad máxima en 30 minutos (I_{30}) de los 47 eventos (mes/año) generadores de escorrentía durante los diez años de estudio.	135
4.5. Promedio y error estándar de escorrentía, concentración de sedimentos y erosión de acuerdo a la erosividad de los eventos en la zona del cereal y del almendro	139
4.6. Escorrentía y erosión acumulada durante el período de estudio con las distintas prácticas en el cultivo de cereal y almendro	141
4.7. Porcentaje de reducción de escorrentía y de erosión en el laboreo reducido del cereal, el laboreo reducido del almendro y el laboreo reducido más siembra verde, respecto al laboreo intensivo de acuerdo a las diferentes clases de erosividad de los eventos de precipitación	142
4.8. Promedio y error estándar de la concentración de carbono orgánico, nitrógeno y fósforo según clases de erosividad en la zona del cereal y almendro	146
4.9. Promedio y error estándar del enriquecimiento de carbono orgánico, nitrógeno y fósforo según clases de erosividad en la zona del cereal y almendro	148
5.1. Distribución de los manejos implementados y la zona natural en la finca de secano (Escuderos)	168
5.2. Bloque de parcelas con los manejos estudiados en la finca de secano (Escuderos)	169
5.3. Fotografía de la zona de matorral natural de la finca Escuderos . .	169
5.4. Distribución de los manejos implementados y la zona natural en la finca de regadío (Canteras)	170
5.5. Fotografía de un caballón típico desprovisto de vegetación (izquierda) y de un caballón cubierto de vegetación (derecha) en la finca de regadío (Canteras)	171
5.6. Fotografía de una de las calles control de la finca de regadío (Canteras)	171
5.7. Fotografía de una de las calles diversificadas con haba (izquierda) y de una calles diversificadas con cebada y veza (derecha) de la finca de regadío (Canteras)	172

5.8. Fotografía de los paquetes de varillas de erosión a instalar (izquierda) y de una parcela de varillas instalada en una calle diversificada con cebada y veza (derecha) de la finca de regadío (Canteras) . .	173
5.9. Detalle del proceso de medición de las varillas de erosión	175
5.10. Precipitación total e intensidad máxima en 30 minutos de los 39 eventos registrados durante el período de estudio (2018–2022) . .	181
5.11. Gráfico de dispersión donde se representan las medianas de la fase de arranque frente a las medianas de la fase de sedimentación de las diferentes parcelas de varillas instaladas en los cuatro manejos/ usos, para cada uno de los cuatro períodos.	183
5.12. Gráfico de dispersión donde se representa la tasa mediana de la fase de sedimentación frente a la tasa mediana de la fase de arranque de las diferentes parcelas de varillas instaladas en los cuatro manejos/ usos, para cada uno de los cuatro períodos.	185
5.13. Mediana y desviación absoluta mediana de la tasa de erosión para los dos tipos de caballones, diferenciando entre fases del proceso erosivo.	186
5.14. Mediana y desviación absoluta mediana de la tasa de erosión para las diferentes calles, diferenciando entre fases del proceso erosivo. .	187
5.15. Gráfico de dispersión donde se representa la tasa mediana de la fase de sedimentación frente a la tasa mediana de la fase de arranque de las diferentes parcelas de varillas instaladas en los dos tipos de caballones.	188
5.16. Gráfico de dispersión donde se representa la tasa mediana de la fase de sedimentación frente a la tasa mediana de la fase de arranque de las diferentes parcelas de varillas instaladas en las calles.	189
5.17. Representación gráfica de los modelos potenciales que relacionan fase de sedimentación y fase de arranque de las fincas de secano (incluyendo zona natural) y de regadío	195
5.18. Balance erosivo de cada una de las parcelas de varillas instaladas en los manejos de la finca de secano a lo largo de los 39 eventos .	203
5.19. Balance erosivo de cada una de las parcelas de varillas instaladas en los caballones de la finca de regadío a lo largo de los 39 eventos	204
5.20. Balance erosivo de cada una de las parcelas de varillas instaladas en en las calles de la finca de regadío finca de regadío a lo largo de los 39 eventos	205

Índice de tablas

1.1. Información sobre los estudios de erosión hídrica a escala de cuenca realizados en la Región de Murcia	31
1.2. Información sobre los estudios de erosión hídrica a escala de microcuenca, parcela y ladera realizados en la Región de Murcia . . .	39
2.1. Media y desviación estándar de algunas propiedades físico-químicas de los suelos de la zona del cereal y del almendro	61
2.2. Media y desviación estándar de algunas propiedades físico-químicas del suelo a diferentes profundidades.	66
2.3. Media y desviación estándar de sodio intercambiable (Naex), capacidad de intercambio catiónico (CEC) y porcentaje de sodio intercambiable (ESP) a diferente profundidad. Fuente: Boix-Fayos et al. (2022)	67
3.1. Datos pluviométricos de los periodos comprendidos entre los diferentes inventarios realizados	90
3.2. Número total de formas de erosión y principales procesos de erosión identificados a través de los tres inventarios de campo realizados.	96
3.3. Estadísticos descriptivos calculados para la densidad aparente medida a cuatro profundidades diferentes.	101
3.4. Volumen neto de material movilizado y tasa de erosión estimada de cada forma de erosión para el período 2 a través del inventario de campo.	103
3.5. Número de formas de erosión identificadas con información espacial que superaron o no el criterio de significatividad estadística establecido en la Ecuación (3.11).	106

3.6. Volumen neto de material movilizado y tasa de erosión estimada de cada forma de erosión para el período 2 a través de información espacial.	106
3.7. Estadísticos descriptivos de la diferencia porcentual entre el volumen movilizado estimado por inventario de campo y por información espacial.	108
3.8. Número de formas erosivas identificadas en campo e identificadas a través de información espacial	110
3.9. Tasas de erosión, volumen movilizado y contribución de diferentes formas de erosión medidas en otros estudios	117
4.1. Mediana y rango intercuartílico de la precipitación total (R) e intensidades máximas en 30 minutos y 1 hora, para cada clase de evento que genera erosión/escorrentía.	136
4.2. Mediana y rango intercuartílico de la precipitación total, la intensidad máxima en 30 minutos y en 1 hora, la energía cinética y la erosividad de la precipitación.	136
4.3. Valor medio y error estándar del diámetro medio ponderado efectivo y disperso en el suelo de cada cultivo y práctica de manejo	137
4.4. Valor medio y error estándar de la concentración de carbono orgánico, nitrógeno y fósforo en el suelo de cada cultivo y práctica de manejo tras diez años de implementación	137
4.5. Valores totales de escorrentía y erosión registrados en cada una de las prácticas de manejo implementadas, para el período 2009–2019	140
4.6. Promedio y error estándar de los enriquecimientos de arena, limo y arcilla, y del diámetro medio efectivo y disperso de los sedimentos por clase de erosividad en los diferentes manejos implementados en el cultivo de cereal, durante el período de estudio.	143
4.7. Promedio y error estándar de los enriquecimientos de arena, limo y arcilla, y del diámetro medio efectivo y disperso de los sedimentos por clase de erosividad en los diferentes manejos implementados en el cultivo de almendro, durante el período de estudio	144
4.8. Pérdidas totales de carbono orgánico, nitrógeno y fósforo disponible en los distintos cultivos y prácticas de manejo implementadas durante el período 2009–2019.	147

4.9. Correlaciones significativas (p-value < 0,1) entre las características de la precipitación y la respuesta hidrológica y erosiva con todos los manejos del cultivo de cereal.	151
4.10. Correlaciones significativas (p-value < 0,1) entre las características de la precipitación y la respuesta hidrológica y erosiva con todos los manejos del cultivo de almendro.	152
4.11. Correlaciones significativas (p-value < 0,1) entre las características de la precipitación y la respuesta hidrológica y erosiva en el laboreo intensivo del cereal.	153
4.12. Correlaciones significativas (p-value < 0,1) entre las características de la precipitación y la respuesta hidrológica y erosiva en el laboreo reducido del cereal.	154
4.13. Correlaciones significativas (p-value < 0,1) entre las características de la precipitación y la respuesta hidrológica y erosiva en el laboreo convencional del almendro.	155
4.14. Correlaciones significativas (p-value < 0,1) entre las características de la precipitación y la respuesta hidrológica y erosiva en el laboreo reducido del almendro.	156
4.15. Correlaciones significativas (p-value < 0,1) entre las características de la precipitación y la respuesta hidrológica y erosiva en el laboreo reducido más siembra verde del almendro.	157
5.1. Promedio y desviación estándar de la densidad aparente en las diferentes réplicas de los usos y manejos evaluados en la finca Escuderos	177
5.2. Promedio y desviación estándar de la densidad aparente en las diferentes réplicas de los manejos evaluados en la finca Canteras .	178
5.3. Mediana y rango intercuartílico de las características de la precipitación para el período de estudio completo y para las diferentes estaciones del año	182
5.4. Número de varillas que experimentaron arranque o sedimentación en los diferentes usos/manejos estudiados	184
5.5. Número de varillas que experimentaron arranque o sedimentación en los diferentes tipos de caballones estudiados	187
5.6. Número de varillas que experimentaron arranque o sedimentación en los diferentes tipos de calles estudiadas	188

5.7. Índices de correlación de Spearman significativos ($p\text{-value} < 0,1$) entre la erosión neta, las fases de arranque y sedimentación, y las variables de precipitación en la zona de matorral natural, diferenciando entre clases de eventos.	191
5.8. Índices de correlación de Spearman significativos ($p\text{-value} < 0,1$) entre la erosión neta, las fases de arranque y sedimentación, y las variables de precipitación en el manejo control, diferenciando entre clases de eventos.	192
5.9. Índices de correlación de Spearman significativos ($p\text{-value} < 0,1$) entre la erosión neta, las fases de arranque y sedimentación, y las variables de precipitación en la diversificación con tápena, diferenciando entre clases de eventos.	193
5.10. Índices de correlación de Spearman significativos ($p\text{-value} < 0,1$) entre la erosión neta, las fases de arranque y sedimentación, y las variables de precipitación en la diversificación con tomillo, diferenciando entre clases de eventos.	194
5.11. Indicadores de bondad de ajuste de los modelos construidos para estimar la fase de sedimentación en seco	195
5.12. Índices de correlación de Spearman significativos ($p\text{-value} < 0,1$) entre la erosión neta, las fases de arranque y sedimentación, y las variables de precipitación en el caballón desnudo, diferenciando entre clases de eventos.	197
5.13. Índices de correlación de Spearman significativos ($p\text{-value} < 0,1$) entre la erosión neta, las fases de arranque y sedimentación, y las variables de precipitación en el caballón vegetado, diferenciando entre clases de eventos.	198
5.14. Índices de correlación de Spearman significativos ($p\text{-value} < 0,1$) entre la erosión neta, las fases de arranque y sedimentación, y las variables de precipitación en la calle control, diferenciando entre clases de eventos	199
5.15. Índices de correlación de Spearman significativos ($p\text{-value} < 0,1$) entre la erosión neta, las fases de arranque y sedimentación, y las variables de precipitación en la calle diversificada con haba, diferenciando entre clases de eventos	200

5.16. Índices de correlación de Spearman significativos ($p\text{-value} < 0,1$) entre la erosión neta, las fases de arranque y sedimentación, y las variables de precipitación en la calle diversificada con cebada y veza, diferenciando entre clases de eventos	201
5.17. Indicadores de bondad de ajuste de los modelos construidos para estimar la fase de sedimentación en la finca de regadío.	201
5.18. Índice de variabilidad promedio y su desviación estándar para los diferentes usos y manejos en secano a lo largo del período de estudio	203
5.19. Índice de variabilidad promedio y su desviación estándar para los diferentes manejos en la finca de regadío a lo largo del período de estudio	206
5.20. Tasas de erosión registradas en cultivos de regadío	209
B.1. Estadísticos descriptivos calculados para el volumen de material movilizado de las diferentes forma de erosión inventariadas en ambos períodos.	267
B.2. Estadísticos descriptivos calculados para la tasa de erosión de las diferentes forma de erosión inventariadas en ambos períodos. . . .	268
B.3. Estadísticos descriptivos calculados para el volumen de material movilizado de las diferentes forma de erosión identificadas con información espacial en el período 2.	268
B.4. Estadísticos descriptivos calculados para la tasa de erosión de las diferentes forma de erosión identificadas con información espacial en ambos períodos	269
C.1. Estadísticos descriptivos de la escorrentía en los diferentes manejos estudiados.	271
C.2. Estadísticos descriptivos de la concentración de sedimentos en los diferentes manejos estudiados	272
C.3. Estadísticos descriptivos de la erosión en los diferentes manejos estudiados	272
C.4. Estadísticos descriptivos de la concentración de carbono orgánico de los sedimentos en los diferentes manejos estudiados	273
C.5. Estadísticos descriptivos de la concentración de nitrógeno de los sedimentos en los diferentes manejos estudiados	273

C.6. Estadísticos descriptivos de la concentración de fósforo disponible de los sedimentos en los diferentes manejos estudiados	274
C.7. Estadísticos descriptivos del enriquecimiento de arena de los sedimentos en los diferentes manejos estudiados.	274
C.8. Estadísticos descriptivos del enriquecimiento de limo de los sedimentos en los diferentes manejos estudiados.	275
C.9. Estadísticos descriptivos del enriquecimiento de arcilla de los sedimentos en los diferentes manejos estudiados.	275
C.10. Estadísticos descriptivos del diámetro medio ponderado efectivo de los sedimentos en los diferentes manejos estudiados.	276
C.11. Estadísticos descriptivos del diámetro medio ponderado disperso de los sedimentos en los diferentes manejos estudiados	276
D.1. Estadísticos descriptivos de la tasa neta de erosión en los diferentes manejos estudiados en la finca de secano.	277
D.2. Estadísticos descriptivos de la tasa neta de erosión en los diferentes manejos estudiados en la finca de regadío	278
D.3. Estadísticos descriptivos de la fase de arranque en los diferentes manejos estudiados en la finca de secano.	278
D.4. Estadísticos descriptivos de la fase de arranque en los diferentes manejos estudiados en la finca de regadío	279
D.5. Estadísticos descriptivos de la fase de sedimentación en los diferentes manejos estudiados en la finca de secano	279
D.6. Estadísticos descriptivos de la fase de sedimentación en los diferentes manejos estudiados en la finca de regadío.	280

Resumen

El suelo es un recurso finito que desempeña multitud de funciones indispensables para el correcto funcionamiento de los ecosistemas terrestres y nuestros sistemas socioeconómicos. Sin embargo, el uso intensivo de los suelos, como sucede en zonas agrícolas, puede acelerar determinados procesos que contribuyen, de manera individual o sinérgica, a su degradación.

Un ejemplo claro es la erosión hídrica, que se convierte en un problema cuando su velocidad supera la de la formación del suelo. De hecho, la erosión hídrica es considerada como uno de los principales procesos de degradación física que afecta a los suelos agrícolas de todo el planeta. La actividad humana, a través de cambios de uso del suelo o de prácticas de manejo inadecuadas, contribuye notablemente a acelerar la erosión hídrica y a acentuar los problemas de degradación. Las consecuencias negativas de la intensificación de este proceso no sólo se circunscriben a los suelos donde se produce, como la pérdida de nutrientes o la alteración de ciclos biogeoquímicos, sino que también afectan a zonas alejadas en el espacio: colmatación de embalses, inundaciones, contaminación de las aguas, etc. Esta problemática adquiere mayor importancia en zonas con suelos frágiles, como el área mediterránea, y bajo un contexto de cambio climático.

El territorio español no es ajeno a esta problemática. Desde 2008, y a través del Programa de Acción Nacional Contra la Desertificación, la degradación del suelo causada por erosión hídrica pasó a ser considerada como un problema grave. Los resultados derivados de otros informes, como los Inventarios Nacionales de Erosión de Suelos o el Plan Estratégico de la Política Agrícola Común, no hacen más que confirmar la magnitud de la erosión hídrica en España y cómo el uso agrícola está íntimamente ligado a ella. Dentro de este panorama nacional, la Región de Murcia no es una excepción. La combinación de terrenos con baja aptitud agrícola, un manejo inadecuado, un clima extremo y cambiante, y unos suelos frágiles explica la gran contribución de las zonas agrícolas a la erosión hídrica

en la Región de Murcia. Esta situación convierte a la Región en un *hotspot* para estudiar en detalle el proceso de erosión hídrica. De hecho, en los últimos 40 años se han llevado a cabo numerosos estudios al respecto, implementando un amplio abanico metodológico para estudiar la erosión. Estos estudios han contribuido a demostrar que la monitorización de la erosión debe tener en cuenta dos aspectos clave: la dimensión espacial y la temporal. Ambos son críticos, ya que influyen en los procesos hidrológicos y erosivos que intervienen, así como la intensidad de los mismos. Por tanto, seleccionar una u otra metodología para estudiar la erosión debe estar ligada a los objetivos del estudio, los recursos disponibles y las características del terreno.

Existe un amplio respaldo bibliográfico que avala las prácticas de manejo sostenible como herramientas eficaces para frenar la degradación del suelo por erosión hídrica. La implementación de estas prácticas contribuyen, no sólo a reducir la pérdida de suelo fértil, sino también a mejorar ciertas propiedades como la macroporosidad, la conductividad hidráulica o aumentar el secuestro de carbono y la estabilización del nitrógeno en el suelo.

Es por ello que también constituyen un gran aliado en la mitigación del cambio climático, a la par que optimizan diversos servicios ecosistémicos, como la conservación de la biodiversidad, la regulación del ciclo de los nutrientes y el ciclo hidrológico o el control de la erosión. Sin embargo, su adopción se enfrenta a barreras de diversa naturaleza, como puede ser el clima, las tendencias en agricultura de conservación u otras dificultades de tipo económico o sociocultural. Iniciativas políticas, como el Plan Estratégico de la Política Agraria Común (PEPAC), los Objetivos de Desarrollo Sostenible o la Estrategia de la Unión Europea para la Protección del Suelo para 2030, son esenciales para enfrentar estas dificultades y dar respuesta a la creciente preocupación por la gestión sostenible y la conservación del suelo.

A pesar de que la erosión hídrica es una problemática histórica en la Región de Murcia, la investigación sobre el tema ha experimentado un notable declive en las últimas décadas. Esta falta de datos actualizados es especialmente crítica en los cultivos de regadío. Esta situación, junto con los continuos cambios en los usos del suelo, dificulta una evaluación precisa del estado de la degradación del suelo agrícola.

El objetivo de esta tesis doctoral es profundizar en el estudio de los efectos del manejo del suelo sobre los procesos de erosión hídrica en agroecosistemas mediterráneos semiáridos, a través de diferentes enfoques metodológicos aplicados

en sistemas de secano y regadío

Para tal fin, el planteamiento metodológico desarrollado implica la utilización de diversas aproximaciones que, en su conjunto, ofrecen una visión completa y complementaria del proceso erosivo. De este modo, el objetivo general establecido se desglosa en una serie de objetivos específicos que sirven de base para la estructuración de los capítulos principales de esta tesis. Dichos objetivos específicos son:

1. Identificar y caracterizar las formas de erosión concentrada que aparecen en un agroecosistema de secano típico del sureste.
2. Estudiar los efectos de los cambios de uso del suelo y de la implementación de prácticas de manejo sostenible sobre el suelo.
3. Evaluar la relación entre las características de la precipitación y la dinámica hidrológico-erosiva del suelo bajo diferentes usos y prácticas de manejo.

En el Capítulo 3, se evaluaron las morfologías de erosión por flujo concentrado en un cultivo de almendro de secano aterrazado (*Prunus dulcis* Mill.), ubicado en suelos desarrollados sobre margas terciarias del sureste de España. Para ello, se emplearon dos metodologías: i) inventario de campo y ii) información espacial obtenida con drone.

Ambos métodos se aplicaron para comparar sus resultados en el transcurso de un año, después de tres eventos de precipitación importantes. Para la aplicación del inventario de campo, cada morfología se dividió longitudinalmente, midiendo sus dimensiones (ancho, largo y profundidad) para estimar el volumen de material movilizado según la forma de cada división. Las imágenes tomadas con el drone se procesaron para obtener modelos digitales de elevación (MDE) y ortofotos, que luego se utilizaron para identificar las morfologías erosivas y calcular el volumen de material movilizado a través de la variación de altura y la resolución de los MDE. Asimismo, se realizaron muestreos para determinar la densidad aparente del suelo y así convertir el volumen a masa. Se calcularon las diferencias entre el segundo y el primer inventario o vuelo (periodo 1), y entre el tercero y el segundo (periodo 2) para estimar las tasas de erosión.

Las morfologías erosivas identificadas con ambas metodologías fueron: i) regueros, principalmente a lo largo de las terrazas; ii) cárcavas, principalmente en los bordes de las terrazas; y iii) movimientos de masa, solo en los bordes de las

terrazas. Además, se identificó una cuarta forma no descrita en estudios previos, que denominamos forma mixta: una acción conjunta de flujo laminar y concentrado bajo condiciones de precipitación extrema. Esta forma apareció en la base de las cárcavas y, ocasionalmente, conectándolas.

Independientemente de la metodología empleada, las tasas de erosión total obtenidas superaron el límite superior de formación de suelo. Tanto cárcavas como la forma mixta fueron las formas que más material movilizaron, representando entre ambas hasta el 96 % del volumen total neto erosionado. Los datos procedentes del período 2 del inventario de campo pusieron de manifiesto la importancia de los regueros y cárcavas persistentes al total de material movilizado, contribuyendo a más del 50 % del volumen neto erosionado.

En base a los datos del inventario de campo, para el período 1 las cárcavas mostraron una tasa de erosión mediana seis veces más alta que la de los regueros. Mientras que, para el segundo período, la forma mixta y las cárcavas resultaron más erosivas que los regueros y los movimientos de masa, exhibiendo tasas medianas de erosión entre 2 y 16 veces más elevadas. Respecto al uso de información espacial, la forma mixta y las cárcavas presentaron tasas de erosión medianas entre 9 y 33 veces superiores a las de los regueros y movimientos en masa.

El alto error vertical ($RMSE_z = 42,20\text{cm}$) implicó una alta incertidumbre en las mediciones volumétricas. Una situación que explica por qué menos de la mitad de las formas identificadas en los tres vuelos realizados superó el umbral de significatividad. De hecho, este elevado error propició que los análisis de erosión sólo pudieran realizarse para el segundo período.

Otra consecuencia derivada del alto error vertical fue la ausencia de datos volumétricos de regueros identificados simultáneamente con ambas metodologías, y el bajo número de datos relativos a cárcavas y, especialmente, de forma mixta y movimientos en masa. De manera que sólo se pudo realizar un análisis descriptivo con los datos de cárcavas. Este análisis evidenció una alta variabilidad de los datos y una posible mayor capacidad del uso de información espacial para captar la compleja morfología de estas formas.

El 69 % de los regueros, el 16 % de las cárcavas y el 50 % de los movimientos de masa, identificados mediante el método de inventario, también se identificaron con información espacial. En contraste, todas las morfologías de erosión mixta identificadas en el trabajo de campo fueron visibles a través de la información espacial. La proporción de regueros y cárcavas identificadas simultáneamente con ambos métodos aumentó en los muestreos sucesivos, probablemente debido al

incremento de la intensidad de los eventos de lluvia posteriores, lo que resultó en rasgos más fácilmente identificables.

La comparación metodológica indica que el inventario de campo es la aproximación más precisa para cuantificar la erosión concentrada en el área de muestreo común y dentro del contexto de este estudio. Aunque el uso de información espacial reduce los tiempos de obtención de datos y ofrece una gran resolución espacial, la omisión de formas y el elevado error volumétrico de las mediciones introducen incertidumbres que alejan estas estimaciones de la realidad física, aunque existe margen de mejora para disminuir el error vertical.

En el Capítulo 4 se estudió el efecto de prácticas de manejo sostenible (SLM) en dos cultivos de secano representativos del área mediterránea (cereal (*Triticum* sp.) y almendro (*Prunus dulcis* Mill.)), sobre la escorrentia, la erosión del suelo, la distribución del tamaño de partícula y el contenido de carbono orgánico (CO) y nutrientes (Nitrógeno y Fósforo) del suelo y de los sedimentos. En este estudio también se evaluó la influencia de las características de la precipitación sobre la efectividad de las prácticas de manejo sostenible. Las prácticas de manejo sostenible implementadas fueron: i) laboreo reducido (RT) en cereal y almendro; y ii) laboreo reducido combinado con abono verde (RTG) sólo en almendro. Ambas prácticas fueron comparadas con el laboreo típico de la zona; laboreo convencional (CT). El efecto de las prácticas de manejo sostenible sobre la escorrentia, la erosión, la movilización de CO y nutrientes (N y P), y la distribución granulométrica del sedimento se monitorizó tras cada evento de precipitación durante diez años (2010–2019), a través de la instalación de parcelas de erosión abiertas.

Los resultados obtenidos indicaron que las prácticas de manejo sostenible evaluadas incrementaron el contenido de CO y nutrientes en el suelo, y redujeron la escorrentia, la erosión y la movilización de CO y nutrientes en los sedimentos. La adopción de prácticas de manejo sostenible redujo la escorrentia en un 40 % en el cereal y hasta un 76 % en el almendro. Mientras que la reducción de la erosión osciló entre el 76 y el 86 % en estos cultivos. Las pérdidas de CO total, N y P en el cereal fueron reducidas, respectivamente, en un 61 %, un 57 % y un 63 %. En cambio, en el almendro estas pérdidas fueron reducidas hasta el 95 % en RT y hasta el 75 % en RTG.

El efecto beneficioso de las prácticas de manejo sostenible sobre la erosión fue observado dentro de los primeros 18 meses tras su implementación y se prolongó hasta el final del período de estudio. Además, la efectividad de la reducción del laboreo en el control de la erosión y la movilización de CO y N fue mayor en

eventos más intensos, los cuales son los responsables de las mayores tasas de erosión en las zonas mediterráneas.

Estos resultados respaldan el papel clave de las SLM en condiciones semiáridas, como herramientas útiles para la mitigación y adaptación al cambio climático, dado el esperado aumento de los eventos de precipitación de alta intensidad en áreas. No obstante, la eficacia de las mismas está supeditada a múltiples factores que han de ser tenidos en cuenta previamente a su implementación.

El Capítulo 5 evaluó el efecto de un gradiente de conversión e intensificación de uso de suelo (natural → secano → regadío), y la inclusión de diversificaciones de cultivos sobre la erosión laminar. Dicho estudio se llevó a cabo en dos fincas agrícolas, muy próximas entre sí. Ambas fincas son comparables en sus características litológicas y edafoclimáticas. La finca «Escuderos» está dedicada al cultivo de almendra (*Prunus dulcis* Mill.) en terrazas y en régimen de secano, mientras que la finca «Canteras» se corresponde con una explotación de mandarina (*Citrus reticulata* Blanco var. Clemenvilla) en régimen de regadío y con un sistema de plantación caballón-calle. En la finca de secano se estudiaron tres manejos: i) cultivo de almendro en secano tradicional (control); ii) almendro diversificado con tápena (*Capparis spinosa* L.), y iii) almendro diversificado con tomillo (*Thymus hyemalis* Lange). En la finca de regadío, se aprovechó el sistema de caballón-calle para estudiar los siguientes manejos: i) caballón desnudo; ii) caballón vegetado; iii) Calle control; iv) calle diversificada con haba (*Vicia faba* L.) (septiembre-enero) o con cebada (*Hordeum vulgare* L.) y veza (*Vicia sativa* L.) (enero-julio). Adicionalmente se incluyó en el estudio, a modo de referencia, una zona de matorral natural dentro de la finca de secano. Debido a las numerosas labores agrícolas realizadas en ambas explotaciones se optó por un diseño experimental de mínima intervención, basado en réplicas y pseudoréplicas de parcelas de 1 m² con varillas de erosión. El uso de las varillas de erosión permitió diferenciar las fases de arranque y sedimentación del proceso erosivo. La monitorización de la erosión se llevó a cabo durante cuatro años (2018–2022), a través de la medición de la altura de las varillas respecto al suelo de manera mensual y/o tras cada evento de precipitación.

En secano, las diversificaciones con tápena y con tomillo redujeron un 60 y un 69 %, respectivamente, la magnitud de la fase de arranque mediana respecto al control. Mientras que la fase de sedimentación mediana se redujo, respectivamente, un 33 y un 35 % en comparación con el control. Además, estas diversificaciones mostraron un efecto claro en el balance erosivo antes del segundo año de su im-

plementación. Estos resultados demuestran el potencial de estas diversificaciones como herramientas para la conservación de suelo y agua en ambientes mediterráneos con litologías blandas.

Las calles de regadío mostraron un comportamiento dual: actuaron como fuente y como sumidero de sedimentos. En cambio, los caballones operaron mayoritariamente como fuente de sedimentos. El efecto de la cubierta vegetal sobre la erosión laminar sólo se observó en las calles. La fase de arranque mediana en la calle diversificada con haba disminuyó un 36 y un 60 % respecto a las registradas en la calle control y la calle diversificada con cebada y veza, respectivamente. Respecto a la fase de sedimentación, la calle diversificada con cebada y veza presentó una tasa mediana tres veces superior a la de la calle control. Estos resultados ponen de manifiesto la necesidad de utilizar un período de monitorización más amplio y la necesidad de rediseñar los esquemas de diversificación en regadío.

Los resultados obtenidos tras estudiar la erosión a diversas escalas y con varias aproximaciones metodológicas fueron muy diferentes entre sí. El inventario de campo y el uso de información espacial arrojaron tasas de erosión (82,10 y 179,03 t ha⁻¹ año⁻¹, respectivamente) varios órdenes de magnitud superiores a las registradas con parcelas de erosión abiertas (0,01–0,49 t ha⁻¹ año⁻¹) y con varillas de erosión (-9,30–9,24 t ha⁻¹ año⁻¹; datos procedentes del balance de erosión). Estas discrepancias tienen su base en la escala espacio-temporal sobre la que estos métodos se aplican, lo que determina que los procesos de erosión observados sean diferentes en tipo e intensidad. Si bien no son cifras comparables, cada una representa una parte del proceso de erosión hídrica. En consecuencia, estos datos son complementarios y, en su conjunto, nos permiten obtener una visión completa y precisa del proceso de erosión. De este modo, en futuros estudios, sería de gran interés implementar metodologías híbridas para el estudio de la erosión, lo que permitiría superar las limitaciones inherentes a cada método de forma individual.

Otro hallazgo clave que se deriva de este trabajo es la gran influencia que ejerce el manejo agrícola sobre la vulnerabilidad del suelo a la erosión hídrica. La transición desde ecosistemas naturales hacia usos del suelo más intensivos (como secano o regadío) incrementó la magnitud de las fases de arranque (un 205 % en secano y un 43 % en regadío) y sedimentación medianas (un 82 % en secano y un 3 % en regadío), y subsecuentemente, las tasas medianas de erosión neta (un 57 % en secano y un 144 % en regadío), tomando como referencia la zona natural en ambos casos. Además, los datos obtenidos revelan que la erosión hídrica concentrada es un proceso de gran magnitud y clave en estos ambientes durante

eventos de precipitación extremos. Todo ello subraya la importancia de la erosión hídrica en estos ambientes agrícolas y la necesidad de controlarla. Si bien queda patente que existen manejos capaces de reducir la erosión por debajo del umbral natural de formación de suelo ($0,3 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), factores como la erosionalidad del suelo o el enfoque metodológico pueden disparar las tasas de erosión, superando ampliamente el umbral de tolerancia establecido para el territorio nacional ($2\text{--}3 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y en un factor entre 4 y 128 veces el límite superior de formación natural de suelo ($1,4 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). Estos resultados refuerzan la necesidad de abordar el estudio de la erosión bajo una enfoque multimetodológico, integrando así los diferentes procesos erosivos y logrando una visión de conjunto lo más fidedigna posible sobre el estado real de la degradación del suelo.

La investigación realizada también concluye que la implementación de prácticas de manejo sostenible (reducción del laboreo, cubiertas verdes y diversificación de cultivos) es una estrategia adecuada y efectiva para mitigar la degradación del suelo a largo y corto plazo, especialmente en agroecosistemas de secano, donde se llegó a reducir la erosión total hasta un 87 %. En cambio, en agroecosistemas de regadío, su implementación es más compleja y requiere de una evaluación a largo plazo y/o la modificación de sus características.

Esta tesis doctoral no sólo tiene relevancia académica, sino también práctica y aplicada. Aporta información relevante para alentar un cambio de paradigma en la gestión del suelo donde se priorice su gestión local y en pro de sus beneficios a diferentes escalas espaciales. Este nuevo enfoque no sólo se centra en la función productiva del suelo, si no que también pone el foco en la variedad de servicios ecosistémicos que este recurso presta, como la regulación del ciclo hidrológico o el secuestro de carbono.

Desafortunadamente, la adopción de estas prácticas agrícolas se enfrenta a barreras socioculturales y económicas difíciles de sortear. Para superarlos, resulta necesario el desarrollo y aplicación de estrategias y políticas, como la PAC, donde se tengan en cuenta las prioridades y las necesidades de los agricultores y demás agentes implicados, y su variabilidad en función de las zonas geográficas donde se encuentran. Solo así es posible diseñar estrategias que aseguren la adopción de estas prácticas, maximizando sus probados efectos beneficiosos en la lucha contra la degradación del suelo.

La intensa transformación del paisaje para maximizar la productividad de los terrenos agrícolas adolece de una falta de medidas para frenar la mencionada degradación del suelo. Esta situación es especialmente relevante en zonas donde el

recurso suelo es muy frágil, como la Región de Murcia. En este sentido, una buena ordenación del territorio es crítica, para garantizar la sostenibilidad de los usos del suelo y someter a un estricto seguimiento todas aquellas transformaciones del paisaje que amenacen la integridad del suelo.

Palabras clave: erosión hídrica, suelo, prácticas de manejo sostenible, cambios de uso, secano, regadío.

Abstract

Soil is a finite resource that performs a multitude of essential functions for the proper operation of terrestrial ecosystems and our socioeconomic systems. However, the intensive use of soils, as occurs in many agricultural areas, can accelerate certain processes that contribute, individually or synergistically, to their degradation.

A clear example is water erosion, which becomes a problem when its rate exceeds the rate of soil formation. In fact, water erosion is considered one of the main physical degradation processes that affects agricultural soils worldwide. Human activity, through land use changes or inadequate management practices, contributes significantly to accelerating water erosion and exacerbating degradation problems. The negative consequences of the intensification of this process are not only confined to the soils where it occurs, such as nutrient loss or the alteration of biogeochemical cycles, but also affect areas far away: reservoir siltation, floods, water contamination, etc. This problem is particularly important in areas with fragile soils, such as the Mediterranean region, and within a context of climate change.

The Spanish territory is no stranger to this problem. Since 2008, and through the National Action Programme Against Desertification, soil degradation caused by water erosion was considered a serious problem. The results derived from other reports, such as the National Inventories of Soil Erosion or the Strategic Plan of the Common Agricultural Policy, only confirm the magnitude of water erosion in Spain and how agricultural use is intimately linked to it. Within this national context, the Region of Murcia is no exception. The combination of land with low agricultural aptitude, inadequate management, an extreme and changing climate, and fragile soils explains the great contribution of agricultural areas to water erosion in the Region of Murcia. This situation makes the Region a *hotspot* for studying the process of water erosion in detail. In fact, in the last

40 years, numerous studies have been carried out in this regard, implementing a wide methodological range to study erosion. These studies have contributed to demonstrate that erosion monitoring must take into account two key aspects: the spatial and temporal dimensions. Both are critical, as they influence the hydrological and erosive processes involved, as well as their intensity. Therefore, selecting one methodology or another to study erosion must be linked to the study objectives, available resources, and land characteristics.

There is extensive bibliographic support that endorses sustainable land management practices as effective tools to curb soil degradation by water erosion. The implementation of these practices contributes not only to reducing the loss of fertile soil but also to improving certain properties such as macroporosity, hydraulic conductivity, or increasing carbon sequestration and nitrogen stabilization in the soil.

This is why they also constitute a great ally in climate change mitigation, while preserving biodiversity and the natural resources associated with agroecosystems. However, their adoption faces barriers of diverse nature, such as climate, trends in conservation agriculture, or other economic or socio-cultural difficulties. Political initiatives, such as the Strategic Plan for the Common Agricultural Policy (PEPAC), the Sustainable Development Goals, or the European Union Soil Protection Strategy for 2030, are important to face these difficulties and promote sustainable management and soil conservation.

Although water erosion is a historical problem in the Region of Murcia, research about that has decreased in recent decades. This lack of up-to-date data is especially critical in irrigated crops and, along with continuous changes in land use, hinders an accurate assessment of the state of agricultural soil degradation.

The objective of this doctoral thesis is to further investigate the effects of soil management on water erosion processes in semi-arid Mediterranean agroecosystems, through different methodological approaches applied in rainfed and irrigated systems.

To this end, the developed methodological approach involves the use of various perspectives that, as a whole, offer a comprehensive and complementary view of the erosive process. Thus, the established general objective is broken down into a series of specific objectives, which serve as the basis for the structure of the main chapters of this thesis. These specific objectives are:

1. Identify and characterize the forms of concentrated erosion that appear in

a typical rainfed agroecosystem of the Southeast.

2. Study the effects of land-use changes and the implementation of sustainable management practices on the soil.
3. Evaluate the relationship between precipitation characteristics and the hydrological-erosive dynamics of the soil under different uses and management practices.

In Chapter 3, the morphologies of concentrated flow erosion were evaluated in a rainfed terraced almond orchard (*Prunus dulcis* Mill.), located on soils developed over tertiary marls in southeastern Spain. To this end, two methodologies were employed: i) field inventory and ii) spatial information obtained via drone.

Both methods were applied to compare their results over the course of one year, following three major precipitation events. For the field inventory application, each morphology was divided longitudinally, measuring its dimensions (width, length, and depth) to estimate the volume of mobilized material according to the shape of each division. The images taken with the drone were processed to obtain digital elevation models (DEMs) and orthophotos, which were then used to identify erosive morphologies and calculate the volume of mobilized material through height variation and DEM resolution. Sampling was conducted to determine soil bulk density to convert volume into mass. Differences between the second and first inventory/flight (period 1), and between the third and second (period 2), were calculated to estimate erosion rates.

The erosive morphologies identified with both methodologies were: i) rills, mainly along the terraces; ii) gullies, mainly at the terrace edges; and iii) mass movements, only at the terrace edges. Additionally, a fourth form not described in previous studies was identified, termed "mixed form": a joint action of shIn Chapter 3, the morphologies of concentrated flow erosion were evaluated in a rainfed terraced almond orchard (*Prunus dulcis* Mill.), located on soils developed over tertiary marls in southeastern Spain. To this end, two methodologies were employed: i) field inventory and ii) spatial information obtained via drone.

Both methods were applied to compare their results over the course of one year, following three major precipitation events. For the field inventory application, each morphology was divided longitudinally, measuring its dimensions (width, length, and depth) to estimate the volume of mobilized material according to the shape of each division. The images taken with the drone were processed to obtain digital elevation models (DEMs) and orthophotos, which were

then used to identify erosive morphologies and calculate the volume of mobilized material through height variation and DEM resolution. Sampling was conducted to determine soil bulk density to convert volume into mass. Differences between the second and first inventory/flight (period 1), and between the third and second (period 2), were calculated to estimate erosion rates.

The erosive morphologies identified with both methodologies were: i) rills, mainly along the terraces; ii) gullies, primarily at the edges of the terraces; and iii) mass movements, only at the edges of the terraces. Additionally, a fourth form not described in previous studies was identified, which we have termed "mixed form": a joint action of sheet and concentrated flow under extreme rainfall conditions. This form appeared at the base of the gullies and, occasionally, connecting them.

Regardless of the methodology, the total erosion rates obtained exceeded the upper limit of soil formation. Both gullies and the mixed form were the features that mobilized the most material, together representing up to 96 % of the total net eroded volume. Data from period 2 of the field inventory highlighted the importance of persistent rills and gullies to the total mobilized material, contributing over 50 % of the net eroded volume.

Based on the field inventory data, for period 1, gullies showed a median erosion rate six times higher than that of rills. Meanwhile, for the second period, the mixed form and gullies proved to be more erosive than rills and mass movements, exhibiting median erosion rates between 2 and 16 times higher. Regarding the use of spatial information, the mixed form and gullies presented median erosion rates between 9 and 33 times higher than those of rills and mass movements.

The high vertical error ($RMSE_z = 42.20\text{cm}$) implied high uncertainty in the volumetric measurements. This situation explains why less than half of the forms identified in the three flights carried out exceeded the significance threshold. In fact, this high error meant that erosion analyses could only be performed for the second period.

Another consequence derived from the high vertical error was the absence of volumetric data for rills identified simultaneously with both methodologies, and the low number of data points related to gullies and, especially, mixed forms and mass movements. Consequently, only a descriptive analysis could be performed with the gully data. This analysis evidenced high data variability and a potentially greater capacity of spatial information to capture the complex morphology of these forms.

69 % of the rills, 16 % of the gullies, and 50 % of the mass movements identified

through the inventory method were also identified using spatial information. In contrast, all mixed erosion morphologies identified during fieldwork were visible through spatial information. The proportion of rills and gullies identified simultaneously with both methods increased in successive samplings, likely due to the increased intensity of subsequent rainfall events, which resulted in more easily identifiable features.

Results from the methodological comparison indicate that field-based inventory is the most precise method for measuring concentrated erosion in this study. Although spatial information offers efficiency and superior resolution, missing landforms and high volumetric inaccuracies create a gap between these model estimates and actual physical conditions.

Chapter 4 studied the effect of sustainable management practices on runoff, soil erosion, particle size distribution, and the content of organic carbon (OC) and nutrients (Nitrogen and Phosphorus) in both soil and sediment. This research focused on two typical rainfed crops of the Mediterranean area (cereal (*Triticum* sp.) and almond (*Prunus dulcis* Mill.)). Moreover the relation between precipitation characteristics and the effectiveness of sustainable management practices was evaluated. The implemented sustainable management practices were: i) reduced tillage (RT) in cereal and almond; and ii) reduced tillage combined with green manure (RTG) just in almond. Both practices were compared with the typical tillage of the area: conventional tillage (CT). The effect of sustainable management practices on runoff, erosion, the mobilization of OC and nutrients (N and P), and the sediment particle size distribution was monitored after each rainfall event during a ten-year period (2010–2019) using open erosion plots.

The results obtained indicated that the evaluated sustainable management practices increased the OC and nutrient content in the soil, and reduced runoff, erosion, and the mobilization of OC and nutrients in the sediments. The adoption of sustainable management practices reduced runoff by 40 % in cereal and by up to 76 % in almond, while the reduction in erosion ranged between 76 % and 86 % in these crops. Total OC, N, and P losses in cereal were reduced by 61 %, 57 %, and 63 %, respectively. In contrast, in almond, these losses were reduced by up to 95 % in RT and up to 75 % in RTG.

The beneficial effect of sustainable management practices on erosion was observed 18 months after implementation and continued until the end of the study period. Furthermore, the effectiveness of reduced tillage in controlling erosion (and OC and N losses associated) was greater in more extreme events, which

produces the highest erosion rates in Mediterranean areas.

These results support the role of sustainable land management (SLM) practices in semi-arid conditions as useful tools for climate change mitigation and adaptation, given the expected increase in high-intensity precipitation events in these areas. Nevertheless, their efficacy rely on multiple factors that must be taken into account before their implementation.

Chapter 5 evaluated the effect of a land use conversion and intensification gradient (natural → rainfed → irrigated), and the inclusion of crop diversification, on sheet erosion. This study was carried out in two adjacent agricultural farms, with similar lithological and edaphoclimatic characteristics. The «Escuderos» farm is dedicated to the cultivation of rainfed terraced almond (*Prunus dulcis* Mill.), while the «Canteras» farm is an irrigated mandarin (*Citrus reticulata* Blanco var. Clemenvilla) farm with a ridge-furrow planting system. In the rainfed farm, three different management practices were studied: i) traditional rainfed almond cultivation (as control); ii) almond diversified with caper (*Capparis spinosa* L.), and iii) almond diversified with thyme (*Thymus hyemalis* Lange). In the irrigated farm, the ridge-furrow system was utilized to study the following management types: i) bare ridge; ii) vegetated ridge; iii) control furrow; iv) furrow diversified with faba bean (*Vicia faba* L.) (September-January) or with barley (*Hordeum vulgare* L.) and vetch (*Vicia sativa* L.) (January-July). Additionally, a natural shrubland area within the rainfed farm was included in the study to serve as a natural reference status.

Due to the numerous agricultural tasks carried out on both farms, a minimum intervention experimental design was chosen, based on replicas and pseudoreplicas of 1 m² plots with erosion pins. The use of erosion pins allowed for the differentiation of the detachment and sedimentation phases of the erosive process. Erosion monitoring was carried out over four years (2018–2022), by measuring the height of the pins relative to the soil surface monthly and/or after each rainfall event.

In the rainfed system, the diversifications with caper and thyme reduced the magnitude of the detachment phase by 60 % and 67 %, respectively, compared to the control. Meanwhile, the sedimentation phase was reduced by 35 % and 37 %, respectively, in comparison to the control. Furthermore, these diversifications showed a clear effect on the erosive balance before the second year of their implementation. These results demonstrate the potential of these diversifications as tools for soil and water conservation in Mediterranean environments with soft lithologies.

The irrigated furrows showed a dual behavior: they acted as both a source and a sink of sediments. In contrast, the ridges operated mainly as a sediment source. The effect of the vegetal cover The high transformation of the landscape to maximize the agricultural productivity shows a lack of measures to combat the aforementioned soil degradation. This situation is particularly relevant in areas where the soil resource is very fragile, such as the Region of Murcia. In this sense, proper land-use planning is critical to guarantee the sustainability of land uses and to subject all landscape transformations that threaten soil integrity to strict monitoring. on sheet erosion was only observed in the furrows. The detachment phase in the furrow diversified with faba bean was 39 % and 60 % lower than that of the control furrow and the furrow diversified with barley and vetch, respectively. Regarding the sedimentation phase, the furrow diversified with barley and vetch showed a rate 56 % higher than that of the control furrow. These results highlight the need for a longer monitoring period and the need to redesign diversification schemes in irrigated systems.

The results obtained from studying erosion at various scales and through several methodological approaches differed significantly. Erosion rates obtained from field inventory method and the use of spatial information (82,10 and 179,03 t ha⁻¹ year⁻¹, respectively) were several orders of magnitude higher than those recorded with open erosion plots (0,01–0,49 t ha⁻¹ year⁻¹) and erosion pins (-9,30–9,24 t ha⁻¹ year⁻¹; erosion balance data). These differences are consequence of the different spatio-temporal scale at which these methods are applied, determining that the studied erosion processes were different in both type and intensity. As consequence the information obtained from each approach is not directly comparable, but each one represents a specific part of the water erosion process. Consequently, these data are complementary and, as a whole, provide a comprehensive and accurate overview of the erosion process. In future studies, it would be of great interest to implement hybrid methodologies, which would allow for overcoming the attached limitations of each method.

Another key finding derived from this work is the significant influence of agricultural management on soil vulnerability to water erosion. Changing from natural ecosystems to intensive land uses (like rainfed or irrigated systems) increased the magnitude of median detachment (205 % in rainfed and 43 % in irrigated land) and median sedimentation phases (82 % in rainfed and 3 % in irrigated land) relative to the natural scrubland. Consequently, the median net erosion rates rose as well (57 % in rainfed and 144 % in irrigated land), compared to the natural

state. Moreover, the data points concentrated water erosion as a key process in these environments during extreme rainfall events. All of this highlights the importance of water erosion in these agricultural areas and its control need. While it is clear that certain management practices are able to reduce erosion below the natural soil formation threshold ($0,3 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$), factors such as soil erodibility or the methodological approach can trigger erosion rates that far exceed the tolerance threshold established for the national territory ($2\text{--}3 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$) and by a factor between 4 and 128 times the upper limit of natural soil formation ($1,4 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$). These results reinforce the need to approach the study of erosion under a multi-methodological framework, thereby integrating different erosive processes and achieving the most reliable overall vision possible of the real state of soil degradation.

The research conducted also concludes that the implementation of sustainable management practices (reduced tillage, green covers, and crop diversification) is a suitable and effective strategy to mitigate soil degradation in both the long and short term, especially in rainfed agroecosystems, where erosion was reduced by up to 87%. In contrast, in irrigated agroecosystems, their implementation is more complex and requires long-term evaluation and/or the modification of their characteristics.

This doctoral thesis has not only academic relevance but also practical and applied significance. It provides relevant information to encourage a paradigm shift in soil management, where local management is prioritized in favor of its benefits across different spatial scales. This new standpoint has to be focused on the variety of ecosystem services (like hydrological cycle regulation or carbon sequestration), instead of being focused only on the productive function.

Unfortunately, exists some sociocultural and economic barriers that these agricultural practices have to confront. To overcome them, strategies and policies, such as the CAP (Common Agricultural Policy), are essentials. Moreover, these ones have to take into account the priorities and needs of farmers and other stakeholders, along as their geographical variability. This way is the only one possible to design strategies that allow to ensure the adoption of these practices, maximizing their proven beneficial effects in the fight against soil degradation.

The high transformation of the landscape to maximize the agricultural productivity shows a lack of measures to combat the aforementioned soil degradation. This situation is particularly relevant in areas where the soil resource is very fragile, such as the Region of Murcia. In this sense, proper land-use planning is

critical to guarantee the sustainability of land uses and to subject all landscape transformations that threaten soil integrity to strict monitoring.

Keywords: hidric erosion, soil, sustainable land management practices, land use change, dry land, irrigated land.

Capítulo 1

Introducción

1.1. El suelo como recurso vital

El suelo es un recurso finito resultante de la interacción de diferentes factores y de la actuación de diversos procesos formadores (Zhang et al., 2022). Su epistemología, es decir, la forma en la que el suelo se ha estudiado, conceptualizado y entendido refleja una revolución paradigmática: desde una visión más estática y reduccionista que considera el suelo como mero sustrato de la vida vegetal, hasta un enfoque contemporáneo holístico e interdisciplinar, donde el suelo es concebido como un sistema vivo, con capacidad de interacción y de respuesta ante perturbaciones (Albaladejo et al., 2021; Brevik et al., 2015; Rebollo et al., 2005). Según Albaladejo et al. (2021), este último enfoque es el apropiado para lograr una conservación del suelo a nivel global, así como una mayor sensibilización sobre la importancia de este recurso a nivel social, económico y ambiental. Sin embargo, como señalan otros autores, la consideración del suelo como entidad sin vida y mero soporte físico aún persiste en determinados ámbitos, por ejemplo entre los estudiantes de secundaria, en el sector primario o en el ámbito académico (Albaladejo et al., 2021; Rebollo et al., 2005).

A pesar de su reducido espesor en comparación con las capas subyacentes, el suelo desempeña multitud de funciones en los ecosistemas terrestres. Entre ellas destacan la producción agrícola, el soporte físico para construcciones, su papel como fuente de materias primas, la regulación de ciclos biogeoquímicos e hidrológicos, y su importancia como reservorio de biodiversidad y sumidero de carbono (Brevik et al., 2015; Porta et al., 2013). Gracias a esto, el suelo provee de numerosos servicios ecosistémicos a la sociedad y a los propios usuarios de

este recurso (Albaladejo et al., 2021; Lin et al., 2024). Estos servicios pueden clasificarse en cuatro categorías: servicios de aprovisionamiento, como provisión de alimentos o de agua; servicios de regulación y mantenimiento, como el control de inundaciones a través de la infiltración del agua o el ciclo de nutrientes y servicios culturales, al formar parte de la herencia natural de una zona o su uso como recurso didáctico (Haines-Young & Postchin, 2018; Lin et al., 2024). Es por ello que el suelo se considera un elemento clave para el desarrollo económico global y la sostenibilidad ambiental (Albaladejo et al., 2021; MITECO, 2022).

Se trata, además, de un recurso completamente dinámico, pues en él continuamente tienen lugar numerosos procesos (físicos, químicos y biológicos) que dan como resultado el desarrollo del mismo, lo que se conoce como edafogénesis (Albaladejo et al., 2021; Porta et al., 2013). Sin embargo, no se trata de un recurso renovable a escala humana, ya que la velocidad a la que se dan estos procesos formadores es extremadamente lenta. Verheijen et al. (2009), bajo un enfoque de sostenibilidad del recurso, establece que la tasa de formación del suelo en Europa se sitúa en una horquilla de entre 0,3 y 1,4 t ha⁻¹ año⁻¹. Ahora bien, atendiendo a la realidad edafoclimática del contexto nacional, el MITECO (2022) establece para el territorio español un umbral de tolerancia algo mayor, de entre 2 y 3 t ha⁻¹ año⁻¹. Ambos valores nos permiten determinar si una práctica de manejo es sostenible o, por el contrario, conduce hacia una degradación irreversible del recurso suelo. Por último, cabe destacar que los suelos también pueden sufrir un proceso de degradación por causas naturales, es decir, sin intervención humana. Sin embargo, esta tasa de degradación es inferior o está compensada por la tasa de formación del suelo (Stocking & Murnaghan, 2003).

1.2. La degradación del recurso suelo

Los suelos pueden sufrir procesos de degradación de sus propiedades físicas, químicas y biológicas debido a distintos factores de origen antrópico o natural. Como resultado, pierden, con mayor o menor celeridad, ciertas funcionalidades. Algunos procesos de degradación física y química son la erosión hídrica y eólica, la compactación, la disminución del contenido de materia orgánica, el aumento del contenido de sales, etc (Stocking and Murnaghan, 2003; Martínez-Fernández & Esteve-Selma, 2005, 1996; Olsson et al., 2019). Algunos de estos procesos están interrelacionados y, a menudo se intensifican por la acción (directa o indirecta) del

ser humano (Borrelli et al., 2017; García-Ruiz et al., 2013; Mirzabaev et al., 2019; Panagos et al., 2017), degradando los ecosistemas y afectando a variados servicios ecosistémicos a diferentes escalas espaciales. Esto conlleva impactos negativos sobre la biodiversidad, la calidad del suelo y del agua, así como en el paisaje en su conjunto. Sin relativizar la importancia de otros procesos que intervienen en la desertificación (Martínez-Fernández & Esteve-Selma, 2005, 1996), en el marco de esta tesis doctoral se hará hincapié en la erosión hídrica del suelo como uno de los principales procesos que conduce a la degradación del suelo y, en consecuencia, de la tierra en medios antropizados.

Cuando esta degradación de origen antropogénico se da en zonas bajo un clima subhúmedo, semiárido o árido (conocidas comúnmente como *drylands* o tierras secas), se denomina desertificación (Martínez-Valderrama et al., 2021a, 2021a; Mirzabaev et al., 2019; MITECO, 2022). Según la Convención de Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación (UNCCD) este proceso se define como «la degradación de las tierras en zonas áridas, semiáridas y subhúmedas secas resultante de diversos factores, incluyendo las variaciones climáticas y las actividades humanas» (UNCCD, 1994); una definición que adolece de consenso entre la comunidad científica y que infunde confusión a nivel social, dificultando la adopción de medidas para afrontar dicha problemática (Castillo Sánchez, 2023; Martínez-Valderrama et al., 2021b; Reynolds et al., 2021, 2007). Las *drylands* ocupan aproximadamente un 46 % de la superficie terrestre y, a pesar de su baja productividad, presentan una alta diversidad cultural, paisajística y ecosistémica, además de constituir el hogar de unos tres billones de personas (Lu et al., 2022; Martínez-Valderrama et al., 2021a, 2021b; Olsson et al., 2019). Con la celebración en 1977 de la Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación, la desertificación pasó a ser el primer problema ambiental a escala global reconocido internacionalmente (MITECO, 2022; Castillo Sánchez, 2023). La actividad humana, junto con los efectos del cambio climático, provoca una reducción de la resiliencia de las *drylands* y una expansión de las zonas afectadas por la desertificación, la cuál, en el año 2015 aumentó aproximadamente un 9,2 % respecto a su extensión a finales del siglo XX (Olsson et al., 2019).

España cuenta con casi tres cuartas partes de su territorio bajo alguna de las tres zonas climáticas mencionadas (MITECO, 2022), por lo que no es ajena a esta problemática. De acuerdo con el recientemente publicado «Atlas de la Desertificación en España» (Martínez-Valderrama et al., 2025), la extensión de la degradación del suelo se sitúa por debajo del 50 % del territorio nacional en

todos los escenarios analizados (umbrales de certeza del 50, 70 y 90 %). Ahora bien, si se circunscribe el análisis a las zonas áridas, semiáridas y subhúmedas, se observa que, independientemente del umbral de certeza, más del 90 % de la degradación del suelo es desertificación. Esto implica que, en el contexto español, la degradación del suelo es un proceso íntimamente ligado a la aridez (Martínez-Valderrama et al., 2025).

1.2.1. La erosión hídrica, un proceso ligado a la escala de observación

La erosión hídrica consiste en el arranque y transporte de partículas de suelo por el agua, y su ulterior depósito, o sedimentación, en un punto topográficamente inferior al de su origen. Por tanto, el punto de partida de la erosión hídrica es la generación de un flujo superficial de agua que circula sobre la superficie del suelo y que recibe el nombre de escorrentía o agua de arroyada. Ésta aparece como respuesta a un evento de precipitación, bien sea porque el suelo se encuentra saturado y no es capaz de retener más agua, o bien debido a que la intensidad de la lluvia supera la tasa de infiltración del suelo (Martínez-Mena et al., 1998; Strahler & Strahler, 1989).

Este tipo de erosión abarca diferentes procesos que a continuación se detallan:

Erosión por salpicadura. Este proceso deriva del desprendimiento y desplazamiento de partículas de suelo causado por el impacto de las gotas de lluvia sobre superficies sin cubierta (Daley et al., 2023; Poesen et al., 1994). También puede aparecer como resultado de la acumulación de precipitación en estructuras elevadas, como hojas o paneles solares (Li et al., 2025b).

Erosión laminar. En este proceso, el flujo de agua generado por la precipitación discurre de manera más o menos uniforme sobre la superficie, provocando un desprendimiento y desplazamiento de las partículas del suelo (Stocking & Murnaghan, 2003; Zhang et al., 2020).

Cabe destacar que, los dos procesos anteriormente mencionados (erosión hídrica por salpicadura y erosión laminar) se miden convencionalmente de manera conjunta bajo el nombre de erosión difusa o *interrill erosion* (Zhang et al., 2020). Esta aproximación se debe a la dificultad, desde el punto de vista metodológico,

que supone separar ambos procesos. Gholami et al. (2021) consiguieron cuantificarlos por separado empleando varillas de erosión protegidas y expuestas, mientras que Zumr et al. (2019) lo consiguieron empleando *splash cups*. La erosión por salpicadura, la erosión laminar o la *interrill erosion* en su conjunto, se evidencian en campo por la presencia de raíces de plantas en superficie o de columnas de suelo protegidas por un material más competente (pedestales de erosión) (Stocking & Murnaghan, 2003), como se verá con más detalle en el Capítulo 3 de esta tesis.

Erosión concentrada. Como su propio nombre indica, este proceso erosivo se caracteriza por la convergencia del flujo superficial debido a factores como la rugosidad del terreno, el relieve o la actividad antrópica (Almorox Alonso et al., 2010; Jeřábek et al., 2022; Peñuela et al., 2016). El resultado es un flujo de agua que, en comparación con la erosión por salpicadura (mayor capacidad de arranque/desprendimiento de suelo) y de la erosión laminar (con mayor capacidad de transporte que de arranque) (Zhang et al., 2020), presenta una mayor capacidad de arranque y transporte de las partículas de suelo (de Vente & Poesen, 2005; Poesen et al., 2003). Dicho flujo provoca incisiones en el terreno que, dependiendo de su tamaño, reciben diferentes nombres (Almorox Alonso et al., 2010): los regueros son de dimensiones centimétricas y son fácilmente eliminados con el laboreo, mientras que las cárcavas y los barrancos generalmente presentan dimensiones métricas y son considerados como uno de los mayores problemas de degradación del suelo en todo el mundo (Anderson et al., 2021; Le Roux & Sumner, 2012; López Bermúdez & García Ruiz, 2008; Zhang et al., 2022).

La contribución de cada uno de estos procesos a la producción de sedimentos en un área específica está íntimamente relacionado con la escala a la que se observan (de Vente & Poesen, 2005; Ke & Zhang, 2024; Vanmaercke et al., 2012) (Figura 1.1). Por ejemplo, a escalas de detalle los procesos dominantes y responsables de la movilización de sedimentos son: la erosión por salpicadura, la erosión laminar o la erosión concentrada por regueros. En cambio, conforme nos movemos hacia superficies más amplias, escalas más pequeñas y de menor detalle, la actividad erosiva se intensifica a causa de la incorporación otros procesos erosivos, como las cárcavas, los movimientos en masa, la erosión de riberas (*bank erosion*) o la erosión del lecho fluvial (*channel erosion*), y el consecuente aumento de la conectividad hidrológica (de Vente & Poesen, 2005). No obstante, a escalas de

paisaje cobra relevancia la presencia de sumideros de sedimentos (por ejemplo, llanuras aluviales o depósitos a pie de ladera), los cuales pueden compensar o superar la contribución de las fuentes erosivas, reduciendo así la erosión neta de un área concreta (de Vente & Poesen, 2005). Esta dependencia escalar implica que la erosión medida a una determinada escala no es extrapolable a otras escalas (Boix-Fayos et al., 2006; de Vente & Poesen, 2005; Vanmaercke et al., 2012).

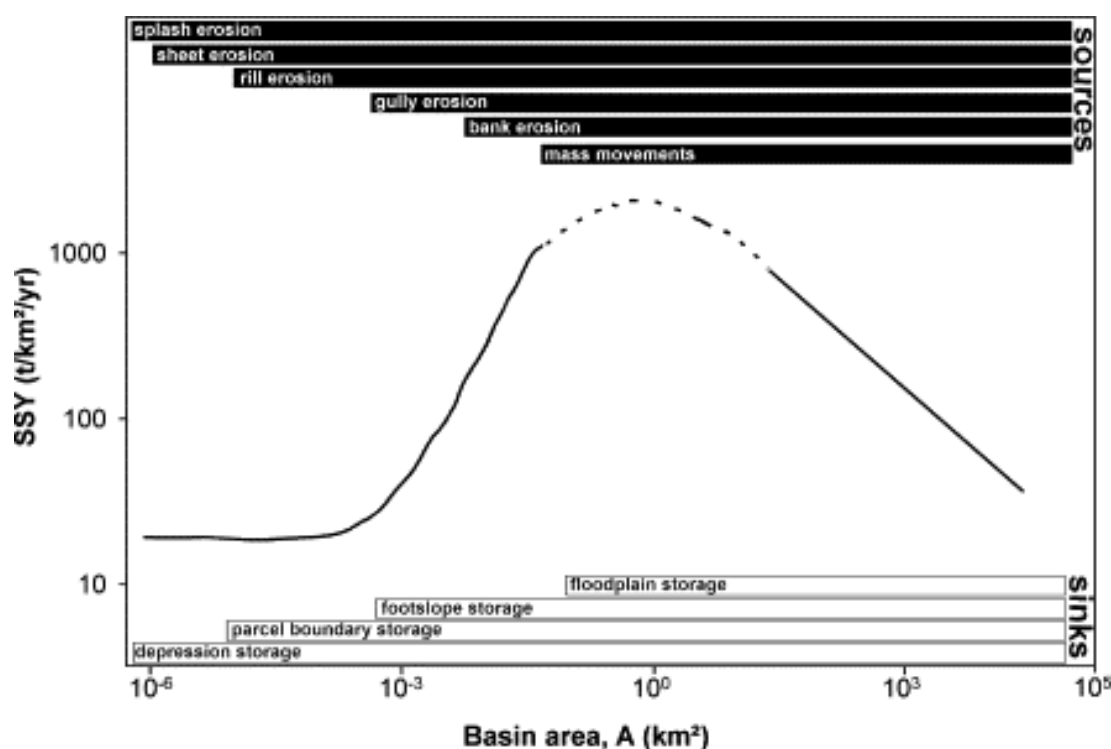


Figura 1.1: Modelo conceptual de la producción de sedimentos a diferentes escalas y sus fuentes y sumideros contribuyentes. Fuente: de Vente y Poesen (2005).

1.2.2. Breve revisión de la erosión hídrica del suelo en el contexto mundial, europeo, español y murciano

La erosión hídrica acelerada constituye una seria amenaza para los suelos de todo el mundo, incluidos los situados dentro del territorio de la Unión Europea (Borrelli et al., 2017, 2020; Cerdá, 2008; Panagos et al., 2015). Este tipo de erosión da lugar a numerosos impactos negativos en el suelo donde se produce (efectos in situ), como la pérdida de nutrientes, la disminución del stock de carbono, la alteración de los ciclos biogeoquímicos o la disminución de la biodiversidad del

suelo (Borrelli et al., 2017; Franzluebbers, 2002; Koiter et al., 2017; Martínez-Mena et al., 2002; Panagos et al., 2015; Poesen, 2018; Stocking & Murnaghan, 2003). Además, los impactos de la erosión hídrica no sólo se limitan al suelo y/o el espacio que se ve afectado por este proceso (*in situ* u *on site*), ya que también tiene consecuencias negativas *ex situ* (*off site*), como la colmatación de ríos y embalses, la contaminación de las aguas (eutrofización), avenidas y daños a infraestructuras o el enterramiento de otros suelos (Borrelli et al., 2020; Le Roux & Sumner, 2012; López Bermúdez & García Ruiz, 2008; Poesen, 2018; Poesen et al., 2003).

Borrelli et al. (2020) estimaron en 47,23 Pg la cantidad de suelo perdido debido a la erosión hídrica (laminar) a nivel global durante el año 2015. En Europa, Panagos et al. (2015) estimaron una pérdida de suelo anual de 970 Mt, lo que representaría un 2 % de las pérdidas de suelo globales mencionadas. Según Borrelli et al. (2020), más de la mitad (54 %) de la erosión total se produce en tierras agrícolas, mientras que Panagos et al. (2015) estimaron aproximadamente en un 70 % la contribución de estas zonas a la totalidad de suelo erosionado en los países de la Unión Europea. Según Panagos et al. (2015), aproximadamente tres cuartas partes del territorio de la Unión Europea presenta unas tasas de erosión que se encuentran dentro de lo considerado como sostenible o tolerable (menos de 2 t ha⁻¹ año⁻¹, según Verheijen et al. (2009)). En el resto del territorio las tasas de erosión son superiores al mencionado umbral, representando cerca del 87 % del suelo total perdido. Veerman et al. (2020) estiman que entre el 60 y el 70 % de los suelos de la Unión Europea se encuentran en un mal estado de conservación.

El territorio español no es ajeno a la problemática de la degradación del suelo causada por la erosión hídrica, pues ya fue considerada como un problema grave en 2008 por el Programa de Acción Nacional Contra la Desertificación (PAND) (Ministerio de Medio Ambiente, Rural y Marino, 2008).

El Inventario Nacional de Erosión de Suelos (MITECO, 2019) revela que el 76 % del territorio presenta un riesgo de degradación por erosión moderado (menos de 10 t ha⁻¹ año⁻¹). Dentro de este grupo, en el 58 % del territorio estas pérdidas de suelo no superan las 5 t ha⁻¹ año⁻¹. Un 10 % del territorio nacional se clasifica con un riesgo alto, con tasas superiores a 25 t ha⁻¹ año⁻¹. Por último, un 2 % del territorio se considera bajo riesgo muy grave, con pérdidas de suelo por erosión superiores a 100 t ha⁻¹ año⁻¹).

Si se analiza la fragilidad del suelo, según MITECO (2019), en el 22 % de la superficie nacional la gravedad de los procesos erosivos es nula o muy leve;

leve o moderada en el 47 %; y grave o muy grave en el 28 %. En esta última categoría, destaca que en aproximadamente el 20 % de la superficie la erosión es muy grave. Dentro del territorio nacional, los terrenos cultivados presentan una tasa de erosión promedio de $30 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$; siendo los cultivos leñosos y anuales sin técnicas de conservación del suelo adecuadas los usos agrícolas que mayor tasa de erosión presentan (MITECO, 2022).

Además, el Plan Estratégico de la Política Agrícola Común (PEPAC) para el período 2023–2027 identifica la erosión como uno de los principales problemas ecológicos de España, estableciéndola como una prioridad ambiental. Según MITECO (2022), en los documentos para elaborar el PEPAC, «el riesgo de erosión severa afecta a la mitad de las explotaciones solicitantes (396.673 explotaciones) al presentar alguna de sus superficies zonas con más de $25 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ de pérdidas de suelo».

La Región de Murcia, lugar donde se desarrolla la presente tesis doctoral, no es una excepción dentro del panorama nacional, pues es un territorio fuertemente afectado por la degradación del suelo asociada a la erosión hídrica (Fernández Carrillo, 2015; Romero Díaz, 2002). En esta zona del sureste ibérico, el 34 % de la superficie erosionable, que se corresponde a las zonas con tasas de erosión superiores a $10 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, es responsable del 86 % de la erosión total de la Región de Murcia. Este problema está directamente ligado al uso del suelo, ya que más de la mitad de la superficie erosionable de la Región (56 %) se destina a la agricultura y representa el 81 % de la erosión total (Fernández Carrillo, 2015; Ministerio de Medio Ambiente, 2012). Este tipo de uso se caracteriza por la presencia de cultivos leñosos y herbáceos en condiciones de secano, situados sobre terrenos con alta pendiente y carentes de prácticas de manejo sostenible. Unas circunstancias que, unidas a un clima extremo y cambiante, y unos suelos frágiles, permiten explicar la gran contribución de las zonas agrícolas a la erosión, así como el problema de degradación (y desertificación) al que se enfrentan los suelos de la Región de Murcia y su sociedad (Fernández Carrillo, 2015; Romero Díaz et al., 2011). El Mar Menor representa un ejemplo claro de esta problemática; en episodios de lluvias torrenciales, la laguna recibe gran cantidad de sedimentos procedentes de su cuenca vertiente. Este aporte resalta, además de la fragilidad de los suelos ante eventos extremos, el impacto de los monocultivos de regadío intensivo de la cuenca sobre los procesos erosivos, cuya cuantificación es todavía escasa en la literatura científica.

Por otro lado, estas extremas condiciones ambientales de la Región de Mur-

cia ejercen una gran influencia en el abandono de las tierras de cultivo, más que otras variables como las económicas, sociales o políticas (Alonso-Sarriá et al., 2016; Romero-Díaz et al., 2024). De hecho, la Región constituye un *hotspot* del abandono agrícola y se prevé que para 2030 el riesgo de abandono agrícola sea muy alto (Romero-Díaz et al., 2024). El cese de la actividad agrícola puede agravar la erosión hídrica del suelo, especialmente cuando tiene lugar en terrenos marginales o suelos con baja aptitud agrícola (Fernández Carrillo, 2015; Rodríguez Juan & Romero Díaz, 2016; Romero Díaz et al. 2007, 2024). Además, los subsidios de las administraciones para determinados cultivos, como los incluidos por la Política Agraria Común, también contribuyen de manera indirecta al abandono; favoreciendo el uso de terrenos de dudosa o nula capacidad agronómica (Fernández Carrillo, 2015; Rodríguez Juan & Romero Díaz, 2016).

Según los datos de MITECO (2022), la Región de Murcia presenta la mayor proporción de superficie erosionable afectada por cárcavas y barrancos de España, con un 14 % del territorio. Esta problemática también ha sido analizada a nivel europeo desde 2018 a través del proyecto *Land Use/Cover Area frame Survey* (LUCAS), que incorporó un módulo específico de erosión de suelo; incluyendo la identificación de cárcavas en las zonas de muestreo. Los datos revelan un aumento importante en la Región de Murcia: mientras que en 2018 se documentaron sólo nueve cárcavas (Borrelli et al., 2022), en 2022 la cifra ascendió a 133 (Borrelli et al., 2025). Este incremento sitúa a la Región de Murcia como la segunda comunidad autónoma con mayor número de cárcavas en términos absolutos, pero la primera en densidad de estas formas erosivas por unidad de superficie.

La necesidad de estudiar en mayor detalle los procesos de erosión hídrica, junto con la importancia de corroborar los resultados de erosión obtenidos a través de modelización, han impulsado durante los últimos 40 años la aplicación de numerosas metodologías para estimar erosión hídrica en el territorio murciano (Romero Díaz et al., 2011; Romero Díaz & Ruiz Sinoga, 2015). La primera aproximación metodológica tuvo lugar en la finca experimental de El Ardal (Cuenca de Mula) en el año 1982, empleando parcelas de erosión cerradas (Romero-Díaz & López Bermúdez, 2009). Desde entonces, numerosos estudios sobre erosión hídrica se han desarrollado a lo largo de la geografía murciana, como indican las revisiones bibliográficas realizadas en las últimas décadas (Boix-Fayos et al., 2005; Romero Díaz, 2002; Romero Díaz et al., 2011). Las Tablas 1.1 y 1.2 recogen algunos de los estudios más representativos realizados en la Región de Murcia, los cuales han innovado en los métodos de monitorización y han ampliado el enfo-

que hacia otros factores del proceso erosivo, como: escala espacial y temporal, topografía, litología, características de la precipitación, conectividad hidrológica, manejo del suelo, etc. De hecho, la revisión de Boix-Fayos et al. (2005) puso de manifiesto algunos aspectos relevantes sobre los estudios de erosión realizados en el sureste peninsular: i) la importancia de la validación y la calibración de modelos como la USLE, cuyas estimaciones sobrestimaron claramente la erosión en ambientes mediterráneos; y ii) la consideración de las fuentes de variación de las tasas de erosión, como la escala espacial y temporal, para diseñar correctamente experimentos de erosión.

A escalas más amplias (por ejemplo: *badlands* o cuencas hidrográficas), se han empleado técnicas como batimetría de embalses, análisis sedimentológicos, fotogrametría o la evaluación de sedimentos retenidos en diques de corrección hidrológica (Tabla 1.1). Tales enfoques permiten integrar la heterogeneidad del paisaje y cómo ésta afecta a la erosión, permitiendo incluir en el análisis procesos erosivos que a escala de parcela no se dan, o no son representativos. También se han empleado modelos a estas escalas, como los modelos GeoWepp o WATEM-SEDEM, cuya principal limitación radica en los procesos erosivos que son considerados, lo que genera discrepancia en su comparativa con otras metodologías.

Por otro lado, el estudio de las cárcavas en la Región de Murcia se ha llevado a cabo mediante fotogrametría, cubicación mediante inventarios de campo e interpretación de fotografías aéreas de diferentes años (Tabla 1.1). Unos enfoques metodológicos que han permitido estudiar la génesis y el retroceso de las cárcavas, los factores que intervienen en estos procesos (litología, usos del suelo, etc), procesos erosivos dominantes y la importancia de la escala temporal y espacial en su estudio.

Tabla 1.1: Información sobre los estudios de erosión hídrica a escala de cuenca realizados en la Región de Murcia

Referencia	Zona de estudio	Período de estudio	Litología	Uso del suelo	Metodología	Proceso(s) de erosión	Datos cuantitativos de erosión
Vandekerckhove et al. (2003)	Valle del Guadalentín	1956–1999	Margas, areniscas, calizas y conglomerados	Cultivos aterrazados de cereal, almendro y olivo; cultivo de regadío y matorral natural	Fotogrametría y reconocimiento en campo	Erosión por retroceso de cabecera y de paredes laterales, debido a procesos de <i>pipiing</i> y agrietamiento por tensión	0,3–13 m ³ año ⁻¹
Castillo et al. (2007)	Diques en la cuenca del Cárcavo	No especificado	Cauce y barras sedimentarias entre diques		Criterio de movimiento incipiente	Procesos de erosión asociados a la modificación de la morfología del cauce	0–1,65 m (socavación promedio)
		Octubre 2000	No especificado	No especificado	Varillas de erosión		-19,2–10,2cm (variación altura de varilla)

Continuación de tabla 1.1

Referencia	Zona de estudio	Período de estudio	Litología	Uso del suelo	Metodología	Proceso(s) de erosión	Datos cuantitativos de erosión
Castillo et al. (2007)	Diques en la cuenca del Cárcavo	1970 - no especificado	Calizas, margas y depósitos cuaternarios	Agrícola y forestal (<i>Pinus halepensis</i> Mill.)	Volumetría a través de inventario de campo	Erosión por socavación, <i>plunge-pool erosion</i> (erosión por charco de impacto), erosión remontante, agradación del lecho, erosión lateral	924–21329 t (sedimentación neta)
Boix-Fayos et al. (2008)	Diques en la cuenca de la Rogativa	1976–no especificado	Margas, calizas, margocalizas y areniscas	Bosque, pasto, matorral y agricultura de secano	Volumen y densidad aparente de sedimentos retenidos, eficiencia de retención y cuenca vertiente del dique	Erosión laminar, por regueros, por cárcavas, erosión por socavación, erosión lateral	0,25–107,33 t ha ⁻¹ año ⁻¹

Continuación de tabla 1.1							
Referencia	Zona de estudio	Período de estudio	Litología	Uso del suelo	Metodología	Proceso(s) de erosión	Datos cuantitativos de erosión
Boix-Fayos et al. (2008)	Diques en la cuenca de la Rogativa	1956	Margas, calizas, margocalizas y areniscas	Usos del suelo de 1956	WATEM-SEDEM bajo seis escenarios (con o sin diques)	Erosión difusa (laminar y salpicadura), erosión por regueros, parte de erosión por cárcavas efímera	257 y 1123 t
		1981		Usos del suelo de 1981		Erosión difusa (laminar y salpicadura), erosión por regueros, parte de erosión por cárcavas efímera	19 y 632 t
		1997		Usos del suelo de 1997		Erosión difusa (laminar y salpicadura), erosión por regueros, parte de erosión por cárcavas efímera	137 y 519 t

Continuación de tabla 1.1

Referencia	Zona de estudio	Período de estudio	Litología	Uso del suelo	Metodología	Proceso(s) de erosión	Datos cuantitativos de erosión
de Vente et al. (2008)	Cuenca vertiente de 11 embalses de la cuenca del Segura	20–100 años	No especificado	No especificado	Batimetría y sedimentología	Erosión difusa (laminar y salpicadura), erosión por regueros, por cárcavas y erosión fluvial	3543 t km ⁻² año ⁻¹
					Modelo PESERA	Erosión difusa (laminar y salpicadura), erosión por regueros y erosión por cárcavas	1522 t km ⁻² año ⁻¹
					Modelo WATEM-SEDEM	Erosión difusa (laminar y salpicadura), erosión por regueros, parte de erosión por cárcavas efímeras	No especificado

Continuación de tabla 1.1

Referencia	Zona de estudio	Período de estudio	Litología	Uso del suelo	Metodología	Proceso(s) de erosión	Datos cuantitativos de erosión
de Vente et al., 2008	Cuenca vertiente de 11 embalses de la cuenca del Segura	20–100 años	No especificado	No especificado	Modelo SPADS	Erosión difusa (laminar y salpicadura), erosión por regueros, erosión por cárcavas, erosión por canales o socavación, movimientos en masa	No especificado
Marzolff et al. (2011)	Cuenca vertiente de tres cárcavas del Valle del Guadalentín	1996–2009	Materiales de relleno arenosos y margas	Matorral natural dispersos, cultivo de almendro y zonas de cultivo	Fotogrametría y sistemas de información geográfica	Erosión por socavación, <i>plunge-pool erosion</i> (erosión por charco de impacto), <i>piping</i> , erosión basal, desecamiento y agrietamiento por tensión en paredes laterales, erosión laminar y en regueros	3,13–108,41 m ³ año ⁻¹

Continuación de tabla 1.1

Referencia	Zona de estudio	Período de estudio	Litología	Uso del suelo	Metodología	Proceso(s) de erosión	Datos cuantitativos de erosión
Martínez Salvador (2017)	Cuenca vertiente del embalse del Argos	1976–1991 (calibración) 1992–2015 (validación)	Calizas, dolomías, margas, arcillas y areniscas	Vegetación natural, cultivos de secano, regadío y abandonados	Modelo GeoWepp	Erosión difusa (laminar y salpicadura), erosión por regueros, erosión por cárcavas y por socavación. Deposition en cauce	249 t km ⁻² año ⁻¹
					Modelo ArcSWAT	Erosión laminar, y en regueros, erosión por socavación. Deposition en cauce	279 t km ⁻² año ⁻¹
Martínez Salvador y Conesa García (2018)	Cuenca vertiente del embalse del Argos	1976–2015	Calizas, dolomías, margas, arenas y areniscas	Vegetación natural, cultivos de secano, regadío y abandonados	Batimetría de embalses	Erosión difusa (laminar y salpicadura), erosión por regueros, cárcavas y fluvial	1,98 t ha ⁻¹ año ⁻¹
					Ecuación de Dendy-Bolton	Erosión difusa (laminar y salpicadura) y por regueros	1,57 t ha ⁻¹ año ⁻¹ (PBIAS: 20,71 %)

Continuación de tabla 1.1

Referencia	Zona de estudio	Período de estudio	Litología	Uso del suelo	Metodología	Proceso(s) de erosión	Datos cuantitativos de erosión
Martínez Salvador y Conesa García (2018)	Cuenca vertiente del embalse del Argos	1976 -2015	Calizas, dolomías, margas, arenas y areniscas	Vegetación natural, cultivos de secano, regadío y abandonados	Ecuación de Fleming	No distingue procesos de erosión	2,06 t ha ⁻¹ año ⁻¹ (PBIAS:-4,04 %)
					Ecuación de Fournier	No distingue procesos de erosión	5,27 t ha ⁻¹ año ⁻¹ (PBIAS:-166,16 %)
					Modelo USLE	Erosión difusa (laminar y salpicadura) y por regueros	3,65 t ha ⁻¹ año ⁻¹ (PBIAS:-84,34 %)
Hout et al. (2020)	Orilla del embalse de Algeciras	Enero, abril y diciembre de 2018	Margas, calcarenitas y conglomerados	Matorral natural	Diferencia de modelos digitales de elevaciones (DEM) obtenidos por SfM-MVS	Erosión por cárcavas (incluyendo retroceso de cabeceras y sedimentación del lecho)	138,3 - 4264,1 t ha ⁻¹ año ⁻¹ (Tasas de sedimentación)

Continuación de tabla 1.1							
Referencia	Zona de estudio	Período de estudio	Litología	Uso del suelo	Metodología	Proceso(s) de erosión	Datos cuantitativos de erosión
Hout et al. (2020)	Orilla del embalse de Algeciras	2009 - 2016	Margas, calcarenitas y conglomerados	Matorral natural	Diferencia de modelos digitales de elevaciones (DEM) obtenidos por LiDAR	Erosión por cárcavas (incluyendo retroceso de cabeceras y sedimentación del lecho)	39 t ha ⁻¹ año ⁻¹ (Tasas de sedimentación)

Tabla 1.2: Información sobre los estudios de erosión hídrica a escala de microcuenca, parcela y ladera realizados en la Región de Murcia

Referencia	Zona de estudio	Período de estudio	Litología	Uso del suelo	Metodología	Proceso(s) de erosión	Datos cuantitativos de erosión
Romero-Díaz et al. (1999)	Campo experimental de “El Ardal” (Cuenca del río Mula)	1989–1997	Calcisol pétrico a partir de calizas o conglomerados	Matorral natural	Parcelas de erosión cerradas (16 - 20 m ²)	No hay descripción de procesos de erosión involucrados	0,06–0,22 t ha ⁻¹ año ⁻¹
				Parcelas agrícolas cultivadas			0,78–5,92 t ha ⁻¹ año ⁻¹
				Parcelas agrícolas abandonadas			0,01–0,38 t ha ⁻¹ año ⁻¹
Martínez-Mena et al. (2002)	Librilla	No especificado	Calcisol háplico (WRB, 1998) a partir de coluvios calcáreos	Cultivo de limones	Simulador de lluvia con protección frente al viento, en parcelas de 2x2 m	Erosión difusa (laminar y salpicadura) limitada por el transporte y por la disponibilidad de sedimentos	0,7 ± 0,7 g m ⁻² h ⁻¹

Continuación de tabla 1.1

Referencia	Zona de estudio	Período de estudio	Litología	Uso del suelo	Metodología	Proceso(s) de erosión	Datos cuantitativos de erosión
Martínez-Mena et al. (2002)	Librilla	No especificado	Regosol calcárico (WRB, 1998)a partir de margas terciarias	Cultivo de limones	Simulador de lluvia con protección frente al viento, en parcelas de 2x2 m	Erosión difusa (laminar y salpicadura) limitada por el transporte y por la disponibilidad de sedimentos	$1,35 \pm 0,80 \text{ g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$
Martínez-Mena et al. (2008)	Cehegín	Septiembre 2005 - Noviembre 2006	Calcisol pétrico (FAO, 2006) sobre coluvios calcáreos	Forestal			$11,6 \text{ g m}^{-2}$
			Calcisol hypercalcíd (FAO, 2006) sobre coluvios calcáreos	Olivar	Parcelas de erosión cerradas (8x2 m)	Erosión difusa (laminar y salpicadura)	$105,6 \text{ g m}^{-2}$

Continuación de tabla 1.1

Referencia	Zona de estudio	Período de estudio	Litología	Uso del suelo	Metodología	Proceso(s) de erosión	Datos cuantitativos de erosión
Martínez-Mena et al. (2008)	Cehégín	Septiembre 2005 - Noviembre 2006	Regosol calcárico (FAO, 2006) sobre margas	Cultivo abandonado	Trampas de sedimentos (tipo Gerlach)	Erosión difusa (laminar y salpicadura)	24,8 g m ⁻²
Romero-Díaz et al. (2010)	Cuenca del Guadalentín	30 años	Esquisto, conglomerados y margas	Matorral natural mediterráneo	Transecto geomorfológico	Erosión por rregueros y cárcavas, movimientos en masa	62,75–105,28 t ha ⁻¹ año ⁻¹
					Perfil topográfico	Erosión por rregueros y cárcavas	29,44–105,28 t ha ⁻¹ año ⁻¹
					Parcelas cerradas	Erosión difusa (laminar y salpicadura)	0,06–1,81 t ha ⁻¹ año ⁻¹
					Modelo USLE		12–50 t ha ⁻¹ año ⁻¹
					Modelo RUSLE		14–28 t ha ⁻¹ año ⁻¹

Continuación de tabla 1.1

Referencia	Zona de estudio	Período de estudio	Litología	Uso del suelo	Metodología	Proceso(s) de erosión	Datos cuantitativos de erosión
Martínez-Mena et al. (2012)	Cehegín	Septiembre 2005 - Junio 2009	Calcisol pétrico sobre coluvios calcáreos	Forestal	Parcela de erosión (8 x 2m)	Erosión difusa (laminar y salpicadura)	68,7 g m ⁻²
			Calcisol hipercálcico sobre coluvios calcáreos	Olivar			375,9 g m ⁻²
Martínez-Hernández et al. (2017)	Murcia	Julio 2016	Regosol calcárico sobre margas	Parcelas cultivadas y abandonadas	Simulador de lluvia	Erosión difusa (laminar y salpicadura)	0,62–41,41 g m ⁻²
			Calcisol petrocálcico sobre calizas				

Continuación de tabla 1.1							
Referencia	Zona de estudio	Período de estudio	Litología	Uso del suelo	Metodología	Proceso(s) de erosión	Datos cuantitativos de erosión
Martínez-Hernández et al., 2017	Murcia	Julio 2016	Leptosol eútrico sobre rocas metamórficas	Parcelas cultivadas y abandonadas	Simulador de lluvia	Erosión difusa (laminar y salpicadura)	0,62–41,41 g m ⁻²
Martínez-Mena et al. (2020)	Zarzadilla de Totana	2009 - 2015	Calcisol cámbico (WRB, 2015) sobre coluvios	Cultivo de almendro	Parcelas de erosión abiertas (25–126 m ²)	Erosión difusa (laminar y salpicadura) y por regueros	4–10 g m ⁻²
			Regosol calcárico (WRB, 2015) sobre margas	Cultivo de cereal	Parcelas de erosión abiertas (44–265 m ²)		0,5–2 g m ⁻²
Lucas-Borja y Zema (2021)	Sierra de los Donceles	Mayo 2020	Calcid aridisol Gravas de pavimentación	Pista forestal quemada	Cubicación de regueros	Erosión difusa por regueros	0,7–4,3 dm ³ m ⁻¹

Continuación de tabla 1.1

Referencia	Zona de estudio	Período de estudio	Litología	Uso del suelo	Metodología	Proceso(s) de erosión	Datos cuantitativos de erosión
Cammeraat et al. (2024)	Cuenca del Guadalentín	2015–2016	Gypsic calcisols y Calcaric Gypsisols (WRB, 2022)	Parcelas de cultivo en terrazas y abandonadas en 1997	Medición de espesor de sedimentos depositados en láminas de plástico agrícola	Erosión por surcos, cárcavas y sufusión (piping)	5,5–38,9 t ha ⁻¹ año ⁻¹ (Tasa de erosión) 31,7–130,4 t ha ⁻¹ año ⁻¹ (Tasa de sedimentación)

A escala de parcela (o similar) o más detallada, los métodos utilizados incluyen parcelas de erosión (cerradas o abiertas), simuladores de lluvia o la cubicación de formas de erosión. Otros métodos aplicados, aunque menos frecuentes, fueron las varillas de erosión y los transectos geomorfológicos (Tabla 1.2). Estos enfoques se han utilizado para estudiar los efectos de la litología, los manejos del suelo (adición de materia orgánica, reducción del laboreo, aterrazamientos, etc) o las características de la precipitación sobre la respuesta hidrológica y erosiva de los suelos, especialmente los de uso agrícola. Complementariamente a estos métodos se han aplicado modelos como USLE, RUSLE o MEDALUS, para comparar la erosión estimada y la cuantificada con parcelas cerradas.

Un aspecto crítico en la Región de Murcia es la escasez de datos cuantitativos directos sobre erosión en zonas forestales. Si bien es cierto que métodos como la batimetría de embalses o el estudio de diques de corrección hidrológica incluyen áreas forestales, existe una falta de mediciones a escala más detallada en zonas forestales. De hecho, los datos más cercanos a la Región de Murcia se corresponden con estudios realizados en la Sierra de los Donceles (Murcia-Albacete).

1.2.3. Perspectivas sobre la erosión del suelo

A nivel mundial, se espera que los procesos de erosión hídrica se agraven en las próximas décadas como consecuencia del cambio climático y los cambios de usos del suelo (Borrelli et al., 2020; Eekhout & de Vente, 2022; Panagos et al., 2021), especialmente en puntos donde la erosión es un problema grave (Li & Fang, 2016). Por ejemplo, Borrelli et al. (2020) estimaron un aumento de la erosión entre el 28 y el 60 % a nivel mundial para el año 2070. Una cifra significativamente mayor al 10 % estimado por Eekhout y de Vente (2022) para el siglo XXI (sin considerar el efecto del cambio de uso del suelo) o al 14 % estimado por Yang et al. (2003) (considerando cambio climático y cambio de uso del suelo), ambos estudios realizados a nivel global. Por otro lado, Panagos et al. (2021) estimaron un incremento entre el 13 y el 22,5 % de la tasa media de erosión en la Unión Europea y Reino Unido para 2050, siendo los cambios más notorios en la región central y septentrional de la Unión Europea. Eekhout y de Vente (2022) prevén un mayor aumento de la erosión en regiones semiáridas, mientras que en el estudio realizado por Panagos et al. (2021) las previsiones son de un ligero aumento o incluso una disminución en países como España o Italia. Aspectos metodológicos como el número de modelos climáticos empleados, el posprocesamiento de los da-

tos de estos modelos o el tipo de modelo de erosión utilizado, son una importante fuente de incertidumbre en la evaluación del impacto del cambio climático sobre la erosión del suelo (Eekhout & de Vente, 2020, 2022), y estarían detrás de las diferencias observadas entre las estimaciones mencionadas con anterioridad.

Los cambios de uso del suelo y el cambio climático afectan a los principales factores que controlan la erosión hídrica del suelo, como son la precipitación (cantidad e intensidad), la topografía, el tipo de suelo y su manejo así como el grado de cobertura del mismo (Borrelli et al., 2017; Martínez-Mena et al., 2020; Panagos et al., 2015). Las predicciones de erosión realizadas por Borrelli et al. (2020) y Panagos et al. (2021) reflejan un mayor impacto del cambio climático que de los cambios de usos en el incremento de la erosión para los años 2070 y 2050, respectivamente.

Esto se debe a que el cambio climático, a través de la intensificación del ciclo hidrológico, hace que el clima de diferentes partes del planeta se extreme, es decir, que en regiones húmedas llueva más y que las más secas sean más áridas (MITECO, 2022; Olsson et al., 2019). Del mismo modo, una atmósfera más cálida admite más vapor de agua y da lugar a que, en determinadas situaciones, el exceso de vapor en la atmósfera sea mayor, traduciéndose en una mayor probabilidad futura de eventos de precipitación extremos (lluvias torrenciales) (Trenberth, 2011 citado por (Eekhout & de Vente, 2022)). Una tendencia al alza que se ha corroborado con observaciones a largo plazo (p.ej.: Papalexiou y Montanari (2019)) y en proyecciones de cambio climático (p.ej.: Panagos et al. (2022) y Uber et al. (2024)). Todo ello afecta a los factores más dinámicos que controlan la erosión del suelo (como el grado de cobertura y la erosividad de la lluvia) y por ello, el cambio climático es capaz de actuar como mayor responsable de futuros incrementos en la erosión del suelo (Albaladejo et al., 2021).

Por otro lado, los cambios de uso del suelo están fuertemente ligados a factores como el tipo de dieta, el desarrollo económico o el marco político, lo que podría aumentar o disminuir las tasas de erosión en el futuro, generando así mayor incertidumbre en las predicciones (Borrelli et al., 2020; Eekhout & de Vente, 2022; Panagos et al., 2021; Yang et al., 2003). Otros estudios, sin embargo, sugieren que los impactos indirectos del cambio de uso (inducidos por el cambio climático) tienen mayor relevancia que sus impactos directos sobre las variables climáticas globales (Li & Fang, 2016; Simonneau et al., 2015). El análisis de esta discrepancia queda fuera del alcance de esta tesis doctoral, por lo que no se discutirá aquí.

1.3. Metodologías para el estudio de la erosión

La erosión en general, y la erosión hídrica en particular, es un proceso que sucede en el *continuum* del paisaje. Como se ha visto en los apartados anteriores los procesos de erosión hídrica son dependientes de la escala espacial y temporal. Por lo tanto, al abordar su medición o monitorización es importante asumir que esa medición se produce a una escala espacio-temporal y, por tanto, abordará solamente los procesos o fases de los mismos que ocurren a esa escala. Esto es importante para poder interpretar los resultados y los procesos de escalado en el paisaje. Así dependiendo de la escala a la que midamos la erosión (independientemente de su tipo), los procesos hidrológicos y erosivos que intervienen, como la intensidad de los mismos cambiarán, al igual que los resultados obtenidos (Boix-Fayos et al., 2005; García Ruiz & López Bermúdez, 2009). En consecuencia, la metodología a emplear para medir la erosión va a estar ligada a los objetivos del estudio, a los recursos disponibles y las características del terreno (Boix-Fayos et al., 2006; García Ruiz & López Bermúdez, 2009). Por tanto, se ha de tener en cuenta que no existe un método mejor que otro para medir la erosión, sino que realmente existe un método más adecuado atendiendo a los factores anteriormente mencionados. Además, dado que cada metodología puede captar diferentes fases del proceso erosivo y procesos erosivos distintos, la comparación de resultados entre métodos debe hacerse con especial cuidado (Boix-Fayos et al., 2005, 2006; García Ruiz & López Bermúdez, 2009).

Durante varias décadas, sobre todo a partir de la segunda mitad del siglo XX, se desarrollaron distintas metodologías para la medición de la erosión. Actualmente contamos con un amplio abanico de metodologías: varillas de erosión, parcelas de erosión (abiertas o cerradas) de diferentes tamaños (desde microparcelas a microcuencas), batimetría de embalses, uso de isótopos radioactivos de Cesio o Plomo, técnicas de teledetección, o estimaciones con distintos tipos de modelos (de base física o empírico, modelos factoriales y modelos distribuidos en el espacio o no); cada tipo adecuado para la captura de unos procesos u otros y con mayor o menor requerimiento de datos de entrada (Boix-Fayos et al., 2005; de Vente et al., 2013; García Ruiz & López Bermúdez, 2009; Gaspar et al., 2013; Quijano et al., 2016). Todas estas metodologías tienen ventajas e inconvenientes.

Por ejemplo, las varillas de erosión constituyen un método clásico, muy económico y fácil de implementar en casi cualquier superficie (Boardman & Favis-Mortlock, 2016), aunque en lugares con alta actividad humana, como en los cam-

pos de cultivo, puede ser necesario retirarlas e instalarlas cada vez que se lleve a cabo alguna labor en el terreno (cosecha, laboreo, etc). Las varillas miden principalmente los procesos de salpicadura y de erosión hídrica laminar, así como erosión concentrada a escala de detalle en regueros o *rills*. Otra ventaja del uso de las varillas es que permiten discernir entre la fase de arranque y la de deposición del proceso erosivo. Sin embargo, pueden suponer un riesgo para la maquinaria y para las personas, por lo que se requiere prestar especial atención y señalar correctamente las zonas donde se encuentran las varillas; motivo por el que en buena parte de la bibliografía consultada las varillas son usadas en badlands (Benito et al., 1992; Boardman et al., 2017, 2015; Boardman & Favis-Mortlock, 2016; Clarke & Rendell, 2006; Lázaro et al., 2008; Sirvent et al., 1997), laderas (Gholami et al., 2021; Hancock & Lowry, 2015; Hancock et al., 2008) o zonas forestales (Díaz-Fierros et al., 1987; Edeso et al., 1999).

Las parcelas de erosión son otro método ampliamente usado en las últimas décadas para estudiar la erosión en multitud de ambientes y a diferentes escalas (Boix-Fayos et al., 2005). Además, a través de esta metodología es posible medir un abanico más amplio de procesos erosivos, como la erosión por salpicadura, laminar, por regueros, por cárcavas o la erosión fluvial, pues su tamaño abarca desde las microparcelas ($\leq 1 \text{ m}^2$) hasta pequeñas cuencas ($\leq 1 \text{ ha}$) o incluso laderas grandes, con estructuras más grandes de recogida de sedimentos con particiones o mediciones en *flumes* y con muestreadores de sedimentos (Boix-Fayos et al., 2005, 2006; Martínez-Mena et al., 2001, 2002; Taguas, 2021). En el caso de cuencas de mayor tamaño (varios km^2), estructuras más complejas ya instaladas en el campo para la retención de sedimentos y corrección hidrológico forestal, como distintos tipos de diques, pueden utilizarse como trampa de sedimentos y el cálculo de tasas de erosión (Boix-Fayos et al., 2007, 2008; Castillo et al., 2007; Romero Díaz et al., 2012; Quiñonero et al., 2016). Por sus características, todos estos métodos también permiten estudiar los mecanismos de generación de escorrentía en el suelo o aquellos involucrados en el transporte de sedimentos (Boix-Fayos et al., 2005; Martínez-Mena et al., 2020). Se trata, por tanto, de métodos muy versátiles, pero para los que es crítico tener en cuenta los siguientes aspectos (Boix-Fayos et al., 2006): i) escala espacial y temporal; ii) representatividad de las condiciones ambientales; iii) grado de perturbación de las condiciones ambientales; y iv) complejidad del ecosistema. En consecuencia, los datos de erosión obtenidos están sujetos a una fuerte variabilidad, tal y como indican Boix-Fayos et al. 2006, 2007.

Por último, los recientes avances tecnológicos, como el uso de técnicas tales como *Structure from Motion* o de dispositivos como los LiDAR o las aeronaves tripuladas por control remoto (RPAS), han contribuido a modernizar sustancialmente los métodos de estudio de la erosión (Báčová et al., 2019; Cândido et al., 2020; Cucchiaro et al., 2022; Di Stefano et al., 2013; Marzolf et al., 2011; Nadal-Romero et al., 2015). A partir de ellos es posible obtener modelos 3D del terreno y/o extraer información espacial con gran resolución (ortofotos, modelos digitales de elevación y del terreno, etc), de gran utilidad para el estudio de la erosión a diferentes escalas (Anderson et al., 2021), pero para cuyo análisis se requiere de grandes recursos computacionales.

1.4. Prácticas de manejo sostenible para frenar la erosión hídrica

Lo expuesto en los anteriores apartados pone de manifiesto la importancia y la necesidad de implementar medidas para frenar la degradación por erosión hídrica de los suelos agrícolas. En este sentido, hay un amplio margen de actuación, especialmente en los enfoques actuales de agricultura intensiva y extensiva con monocultivos, que generan paisajes lineales y suelos con escasa cubierta vegetal. Una situación que convierte a estas explotaciones en auténticas autopistas de escorrentía y transporte de sedimentos.

Una posible solución a esta problemática radica en las prácticas de manejo sostenible (SLM: *Sustainable Land Management*). Dichas prácticas cuentan con abundante bibliografía que las respalda como herramientas eficaces para reducir la pérdida de suelo, de carbono orgánico y de nutrientes por erosión hídrica en agroecosistemas bajo diferentes condiciones edafoclimáticas (por ejemplo: Almagro et al. (2016), Francia Martínez et al. (2006), García-Franco et al. (2018), Gristina et al. (2020), Maetens et al. (2012) y Niu et al. (2021)), asegurando así la sostenibilidad de los suelos agrícolas y su capacidad para producir alimentos (Panagos et al., 2015). El laboreo reducido, el no laboreo, la diversificación de cultivos, o el abonado verde son ejemplos de estas prácticas de manejo sostenible (Fernández-Soler et al., 2024; Maetens et al., 2012; Panagos et al., 2015; Schwilch et al., 2012).

El potencial de las SLM para el control de la erosión en suelos agrícolas se atribuye a los efectos positivos de su implementación sobre propiedades edáficas,

como la macroporosidad y la conductividad hidráulica (Alvarez et al., 2017; Biddocu et al., 2017; Haruna et al., 2018; Ruiz-Colmenero et al., 2013), y sobre otras propiedades relacionadas con la calidad y estructura del suelo (Almagro et al., 2017, 2023; García-Franco et al., 2015, 2018; Luján Soto et al., 2021). El incremento de la cubierta vegetal del suelo intercepta las gotas de lluvia e incrementa la rugosidad del terreno mientras que su incorporación, promueve la disponibilidad de nutrientes, previniendo el empobrecimiento de suelos agrícolas y una menor dependencia de fertilizantes. Además, la vegetación y la actividad biológica del suelo favorecen la formación y estabilización de los agregados del suelo debido a la secreción de agentes cementantes, como por ejemplo: exudados, secreciones microbianas, etc., incrementando así la resistencia del suelo a la erosión (García-Fayos, 2004; Porta et al., 2013; Ramos et al., 2011). Otros estudios observaron también que la mejora en la estructura del suelo con la adopción de estas prácticas de manejo favorece el secuestro de carbono, al promover una mayor protección física de éste, así como una mayor estabilización del nitrógeno (Almagro et al., 2017; Fernández-Soler et al., 2024; García-Franco et al., 2015). A escalas más amplias como cuencas hidrográficas, la aplicación de estas prácticas se ha demostrado que pueden llegar a revertir los efectos negativos del cambio climático sobre los recursos hídricos, aumentando el agua disponible para las plantas (6 %) y la capacidad de infiltración de los suelos (7 %), pudiendo reducir la erosión de las laderas en un 40,9 % de media; específicamente en los cultivos leñosos en un 47 % (Eekhout & de Vente, 2019). Se trata, por tanto, de prácticas que constituyen un excelente aliado en la mitigación del cambio climático, a la par que conservan la biodiversidad y los recursos naturales asociados a los agroecosistemas (Eekhout & de Vente, 2022; Fernández-Soler et al., 2024).

Panagos et al. (2015) señalan que este tipo de prácticas deberían implementarse en aquellas regiones con tasas de erosión superiores a $10 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, las cuales, en el caso de la Unión Europea contribuyen a más de la mitad de las pérdidas de suelo por erosión. Como resultado de esta acción, estos mismos autores estiman en 1,35 billones de euros el beneficio económico in situ y ex situ que se generaría (Panagos et al., 2015). En Panagos et al. (2021), con el objetivo de conocer el potencial de estas prácticas en la reducción de la erosión con respecto a las proyecciones de 2050, se evaluaron cinco escenarios de adopción de prácticas de manejo sostenible. Los escenarios que más redujeron la erosión (17–22,5 %) fueron los que incluyeron el laboreo reducido, aplicándose en casi el 50 % de zonas con tasas de erosión superiores a las $5 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. En un análisis

más global, Borrelli et al. (2020) consideran que puede resultar difícil mitigar el incremento de la erosión hídrica a través de la agricultura de conservación. Estos mismos autores estiman que se necesitaría incrementar en un 60 % los cultivos bajo agricultura de conservación, para así amortiguar los incrementos de erosión previstos. Los diferentes climas, los diferentes sistemas de cultivo, las necesidades de mitigar la erosión o las actuales tendencias en la agricultura de conservación hace muy complicado definir una cubierta óptima para cada zona del planeta (Borrelli et al., 2020; Sanz et al., 2017; Schwilch et al., 2012). También debemos tener en cuenta que los agricultores/as suelen ser muy reticentes a la hora de adoptar estas prácticas de manejo debido a distintos factores como un posible cambio en la productividad del cultivo principal, un mayor uso de herbicidas, la competencia por los nutrientes y el agua con el cultivo principal, la edad, el país o la actitud de los agricultores/as (Alcántara et al., 2011; Martínez-Mena et al., 2013; Panagos et al., 2021).

La creciente preocupación por la gestión sostenible y la conservación del suelo ha propiciado el desarrollo de diferentes iniciativas políticas. A nivel Europeo, destacan la Política Agraria Común (PAC), los Objetivos de Desarrollo Sostenible o la Estrategia de la Unión Europea para la Protección del Suelo para 2030 (Panagos & Katsoyiannis, 2019; Panagos et al., 2024). Desde 2020 hasta ahora se ha desarrollado un nuevo marco político europeo cuyo eje central es nuevamente la conservación del suelo y que se vertebra a través de la PAC (2023 - 2030), la propuesta de ley de vigilancia del suelo o la misión del suelo en el marco de Horizonte Europa (Panagos et al., 2024). Boix-Fayos y de Vente (2023) explican en un análisis realizado sobre distintas estrategias y políticas incluidas en el Pacto Verde o cercanas a él (de la Granja a la Mesa, Estrategia de Biodiversidad, Visión a largo plazo de las Zonas Rurales y la Estrategia del Suelo) que el manejo sostenible del suelo es un elemento transversal a todas ellas y clave para asegurar el éxito de las mismas. A pesar de que estas medidas de carácter político generan, en ciertos sectores de la sociedad, la percepción de que existen intereses perversos que buscan deteriorar las condiciones del sector agroalimentario, diversos estudios han evidenciado su impacto positivo en lo relativo a la conservación del suelo.

De acuerdo con Panagos et al. (2015) las medidas implementadas desde 2003 hasta 2010 a través de la PAC han logrado reducir un 20 % las tasas de erosión y casi en un 10 % la pérdida de suelo total. Por otro lado, la adopción de los ecoesquemas (antiguos pagos verdes) puede tener un efecto beneficioso sobre el contenido de carbono orgánico del suelo, según la simulación realizada por Colom-

bo et al (2024) con los ecoesquemas P6 y P7. Baartman et al. (2022) observaron que las simulaciones realizadas bajo el escenario con mayor aplicación de *Soil Improving Cropping Systems* (SICS) registraron: i) la mayor reducción en erosión del suelo y ii) el aumento más significativo en el stock de carbono orgánico. Estos resultados se asociaron a la combinación de prácticas de manejo sostenible, como: cultivos de cobertura, *mulching*, remediación de la compactación del suelo y laboreo mínimo.

Las políticas y estrategias agrícolas deberían analizar minuciosamente las prioridades y necesidades de los agricultores. Esto ayuda a evitar discrepancias entre las necesidades del sector y la financiación de las intervenciones destinadas a promover las prácticas de manejo sostenible (Van Oudenhove et al., 2025).

En la Región de Murcia, el informe de Van Oudenhove et al. (2025) reveló una buena correspondencia entre las necesidades de los agricultores y las intervenciones del PEPAC. No obstante, se identificaron algunas discrepancias en áreas clave como la gestión del agua, la transferencia de conocimiento y el asesoramiento. Según los mismos autores, un mejor seguimiento y evaluación del progreso del PEPAC, junto con un papel más reforzado de las partes interesadas en su diseño e implementación, contribuiría a una mejor aplicación de las prácticas de manejo sostenible.

Con todo, el interés de la investigación desarrollada en la presente tesis doctoral queda justificado por los siguientes motivos:

- La erosión hídrica constituye una problemática bien documentada en la Región de Murcia. No obstante, las investigaciones sobre erosión en agroecosistemas han experimentado un notable declive en las últimas décadas. Si bien se dispone de un número considerable de estudios en sistemas de secano, la falta de datos actuales es una limitación, siendo aún más evidente en el caso de los cultivos de regadío. Esta escasez de información, agravada por los continuos cambios en los usos del suelo que transforman el paisaje, impide evaluar de manera precisa y actualizada el estado de la degradación del suelo por erosión en la región. Por tanto, es fundamental llevar a cabo nuevas investigaciones que permitan llenar este vacío de conocimiento.
- La fragilidad de los suelos agrícolas del sureste ibérico, junto con los efectos del cambio climático, hacen necesario implementar prácticas de manejo sostenible para frenar su degradación y mejorar su calidad y resiliencia. De modo que resulta crítico obtener datos empíricos actualizados, para analizar

el impacto de estas prácticas de manejo sobre la erosión de suelos agrícolas y evaluar su aptitud como herramienta eficaz para revertir la degradación de estos suelos.

- La importancia de la selección del método de monitoreo del proceso erosivo para alcanzar los objetivos de investigación establecidos. Desde técnicas más clásicas, como las varillas de erosión, hasta métodos más innovadores, como el uso de RPAS, cada enfoque ofrece una visión distinta, pero complementaria, del proceso de erosión hídrica.

1.5. Objetivos de la tesis

El objetivo de esta tesis doctoral es profundizar en el estudio de los efectos del manejo del suelo sobre los procesos de erosión hídrica en agroecosistemas mediterráneos semiáridos, a través de diferentes enfoques metodológicos aplicados en sistemas de secano y regadío que se especifican en el siguiente apartado.

Este objetivo se desglosa en los siguientes objetivos específicos:

1. Estudiar las formas de erosión concentrada que aparecen en un agroecosistema de secano típico del sureste, a través de diferentes metodologías.
 - (a) Identificar y caracterizar estas formas de erosión.
 - (b) Conocer los patrones espaciales de distribución y la frecuencia de aparición de dichas formas.
 - (c) Estimar el volumen de material movilizado y determinar las formas de erosión que más contribuyen a la pérdida de suelo/material por erosión hídrica en ambientes agrícolas semiáridos.
2. Estudiar los efectos de los cambios de uso del suelo y de la implementación de prácticas de manejo sostenible en la respuesta hidrológico-erosiva del suelo, así como sus impactos sobre propiedades edáficas relacionadas con la estructura, la textura y la fertilidad del suelo.
3. Evaluar la relación entre las características de la precipitación y la dinámica erosiva del suelo, la escorrentía y la movilización de nutrientes bajo diferentes usos y prácticas de manejo.

En base a estos objetivos específicos, esta tesis doctoral se estructura de la siguiente manera:

- El objetivo específico 1 se aborda en el Capítulo 3, y responde a las siguientes preguntas de investigación:
 - ¿Qué formas de erosión son más representativas en el cultivo de almendro en régimen de secano?
 - ¿Qué relación existe entre las formas de erosión identificadas y la posición en el espacio que ocupan?
 - ¿Qué formas de erosión contribuyen más al total de material movilizado por erosión hídrica? ¿Y las que menos?
 - ¿En qué medida la magnitud de los eventos de precipitación está ligada a una mayor pérdida de suelo por erosión?
 - ¿Cómo de diferentes son las estimaciones realizadas a través de un inventario de campo y mediante información espacial?
- Los objetivos específicos 2 y 3 se abordan en los Capítulos 4 y 5, y responden a las siguientes preguntas de investigación:
 - **Capítulo 4**
 - ¿De qué manera las prácticas de manejo sostenible afectan al contenido de carbono orgánico (CO), nitrógeno (N) y fósforo (P) en el suelo?
 - ¿Cómo afecta la adopción de prácticas de manejo sostenible en la respuesta hidrológica y erosiva del suelo? ¿Y sobre las pérdidas de carbono orgánico y nutrientes (N y P) movilizadas por erosión?
 - ¿En qué medida modifican las prácticas de manejo sostenible y el tipo de cultivo las relaciones entre la respuesta hidrológica y erosiva, y las características de la precipitación?
 - ¿En qué medida serán diferentes entre cultivos los factores que controlan la respuesta hidrológica y erosiva del suelo?
 - ¿Cuál es la evolución temporal del efecto de las prácticas de manejo sostenible sobre la escorrentía y la erosión?

- **Capítulo 5**

- ¿Cómo afectan los cambios de uso del suelo al proceso de erosión y sus fases?
- ¿En qué medida las prácticas de manejo sostenible del suelo afectan al proceso erosivo en secano y regadío?
- ¿Cuál es el efecto de las características de la precipitación sobre la respuesta erosiva en los diferentes usos? ¿En qué medida las prácticas de manejo sostenible del suelo cambian esta relación?
- ¿Cómo evoluciona el efecto de las prácticas de manejo sostenible del suelo en la erosión con el tiempo?

1.6. Estructura de la tesis

La presente tesis doctoral está estructurada en seis capítulos. El primero de ellos contiene una visión general del suelo, destacando su importancia a nivel global. Además, se hace especial hincapié en la erosión hídrica como principal proceso de degradación del suelo en ambientes agrícolas mediterráneos, haciendo una evaluación de la situación actual y futura, y exponiendo algunas de las medidas existentes para revertir el deterioro del suelo. Todo ello constituye el punto de partida y la justificación de los principales objetivos de investigación que vertebran el resto de capítulos de esta tesis doctoral.

La información relativa a las zonas de estudio donde se han desarrollado los experimentos de monitorización de erosión hídrica aparece en el Capítulo 2, aportando una visión lo más detallada posible de las características ambientales de cada zona experimental.

Los siguientes tres capítulos comprenden la parte experimental de esta tesis, exhibiéndose los resultados obtenidos tras abordar los objetivos específicos aplicando diferentes metodologías y analizando diferentes escalas:

- El Capítulo 3 da respuesta al primer objetivo específico, centrado en el estudio de formas de erosión concentrada en un agroecosistema típico del sureste peninsular. Para ello, se analiza una finca agrícola de almendro de secano empleando un inventario de campo e información espacial obtenida con un drone.

- Los dos Capítulos restantes aumentan progresivamente la escala de estudio de la erosión hídrica y se enfocan en conocer el efecto de determinadas prácticas de manejo sostenible del suelo sobre los procesos erosivos a esa escala. Ambos Capítulos atienden a los objetivos específicos 2 y 3, centrados en evaluar cómo el cambio de uso y el manejo afectan a la respuesta hidrológico-erosiva y a la propiedades del suelo, así como analizar la relación entre la precipitación y los procesos de erosión.
 - En el Capítulo 4, dichos objetivos se abordan empleando parcelas de erosión abiertas tipo Gerlach, en dos cultivos de secano típicos del sureste peninsular: cereal y almendro. Esta aproximación permite conocer cómo las prácticas de manejo sostenible implementadas (laboreo reducido y laboreo reducido con abonado verde) afectan a la dinámica hidrológico-erosiva de estos suelos agrícolas y a algunas de las propiedades edáficas relacionadas con la estabilidad y la fertilidad.
 - Por su parte, el Capítulo 5 profundiza en estos mismos objetivos, pero aumentando aún más la escala de observación al utilizar varillas de erosión. Con este enfoque más detallado se busca evaluar, tanto en secano como en regadío, cómo el proceso de erosión hídrica, y sus fases, se ve afectado por un gradiente de intensificación (matorral → secano → regadío) y por la implementación de una práctica de manejo sostenible (diversificación de cultivos con tápena, tomillo, haba y cebada y veza).

El último capítulo, es decir, el Capítulo 6, integra, a modo de conclusión, todos los hallazgos relevantes de esta tesis doctoral y sus implicaciones en investigaciones futuras.

Capítulo 2

Descripción de las zonas de estudio

2.1. Finca «Los Alhagüeces»

En esta zona se llevó a cabo el estudio que se detalla en el Capítulo 4. La finca «Los Alhagüeces», se encuentra dentro del término municipal de Zarzadilla de Totana (Lorca, Región de Murcia). Más concretamente, se localiza en la cabecera de la rambla de Torrealvilla (37° 51' 59" N, 1° 43' 11" W; 839 m.s.n.m), a 60 km al oeste de la ciudad de Murcia.

El estudio se llevó a cabo en dos zonas diferentes (separadas entre sí aproximadamente por un 1 kilómetro), pero dentro de la misma finca y situadas entre Zarzadilla de Totana y Alhagüeces (Figura 2.1): una de ellas dedicada al cultivo de cereal, en concreto trigo (*Triticum* sp.), y otra al cultivo de almendro (*Prunus dulcis* Mill.).

En ambos casos, se trata de cultivos en régimen de secano, bajo una agricultura orgánica y sin empleo de fertilizantes. La plantación del trigo se inició en 2001 y se cultiva siguiendo un sistema de rotación con barbecho: la siembra se realiza en otoño, se cosecha en junio y tras la recolección, el terreno permanece desnudo durante un año. Por otro lado, los almendros fueron plantados en 1999 con un marco de plantación de 7 x 7 m.

El manejo tradicional del suelo en esta zona es el laboreo intensivo o convencional, el cual consiste en labrar el terreno de tres a cinco veces al año (dependiendo de las lluvias) y voltear el suelo (arado con vertedera; sólo en el cultivo de cereal). En 2009 se inició un experimento en estas zonas para evaluar el efecto de la

implementación de prácticas alternativas a las convencionales dentro del marco de manejo sostenible del suelo. Estas prácticas estuvieron relacionadas con: i) la intensidad del laboreo (laboreo reducido) y ii) el aporte de materia orgánica al suelo (cubierta o abono verde) (sólo aplicada en el cultivo almendro).

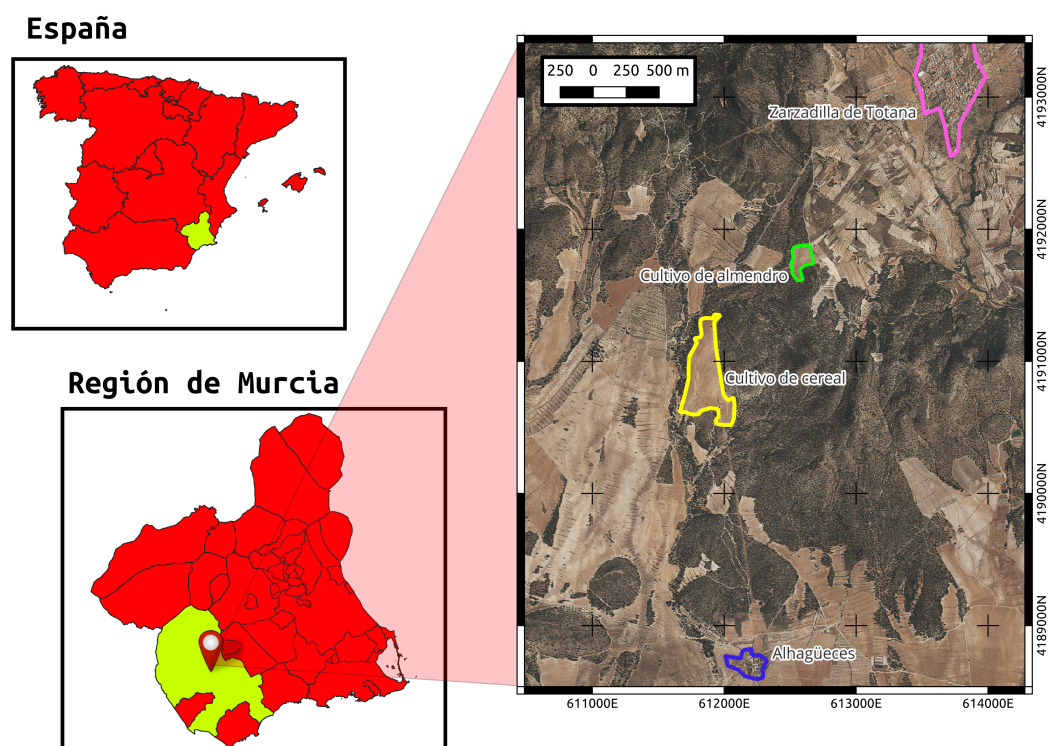


Figura 2.1: Localización de Zarzadilla de Totana, Alhagüeces y de las dos zonas de estudio

2.1.1. Características climáticas

La precipitación media anual es de 347,88 mm, concentrados principalmente en primavera y otoño. La temperatura media anual es de 14,72 °C, siendo enero el mes más frío y julio el más caluroso. La evapotranspiración potencial media anual, calculada por el método de Thornwaite, alcanza los 782,63 mm, siendo máxima en verano. Esto supone un déficit hídrico de, aproximadamente, 463,50 mm año⁻¹, que se prolonga desde mayo hasta octubre.

2.1.2. Litología

Desde el punto de vista geológico, la zona objeto de estudio se sitúa en el Subbético Medio e Intermedio, dentro de las Zonas Externas de la Cordillera Bética. Tomando como referencia la cartografía geológica digital continua a escala 1:50.000 (GEODE) de la hoja 0934 del Mapa Topográfico Nacional (Kampschurr et al., 2003), la litología presente en ambas zonas de estudio es de origen sedimentario (Figura 2.2) y se corresponde con conglomerados. Se trata de una formación geológica del sistema Cuaternario que se ha depositado antes de individualizarse la red fluvial actual y que, de manera general, se corresponde con antiguos «pie de monte» y glaciares. Adicionalmente encontramos, en las zonas circundantes, materiales sedimentarios como margas, margocalizas, calizas y dolomías, con edades que comprenden desde el sistema Jurásico hasta el sistema Cuaternario (Kampschurr et al., 2003).

2.1.3. Características edáficas

Los suelos que aparecen en el cultivo del cereal y del almendro se han clasificado, respectivamente, como *Regosol calcárico* (IUSS Working Group, 2015) o *Torriorthent típico* (Soil Survey Staff, 2014) desarrollado a partir de margas, y como *Cambisol cálcico* (IUSS Working Group, 2015) o *Calcixerept típico* (Soil Survey Staff, 2014), desarrollado a partir de coluvios.

Desde el punto de vista físico-químico, la textura es franco arcillo-limosa y franco arcillosa (Tabla 2.1) en la zona del cereal y en la del almendro, respectivamente. Se trata de suelos con un pH alcalino (8,6–8,8) debido al alto contenido de carbonato cálcico (superior al 50 %) que presentan y con baja conductividad eléctrica (inferior a $100 \mu\text{S cm}^{-1}$) (Tabla 2.1). No obstante, el suelo en la zona del cereal es más profundo y presenta una menor pedregosidad superficial que el suelo del almendro (Tabla 2.1). La concentración de carbono orgánico, nitrógeno total y fósforo disponible en el suelo del cultivo del almendro es superior a la del cereal (Tabla 2.1).

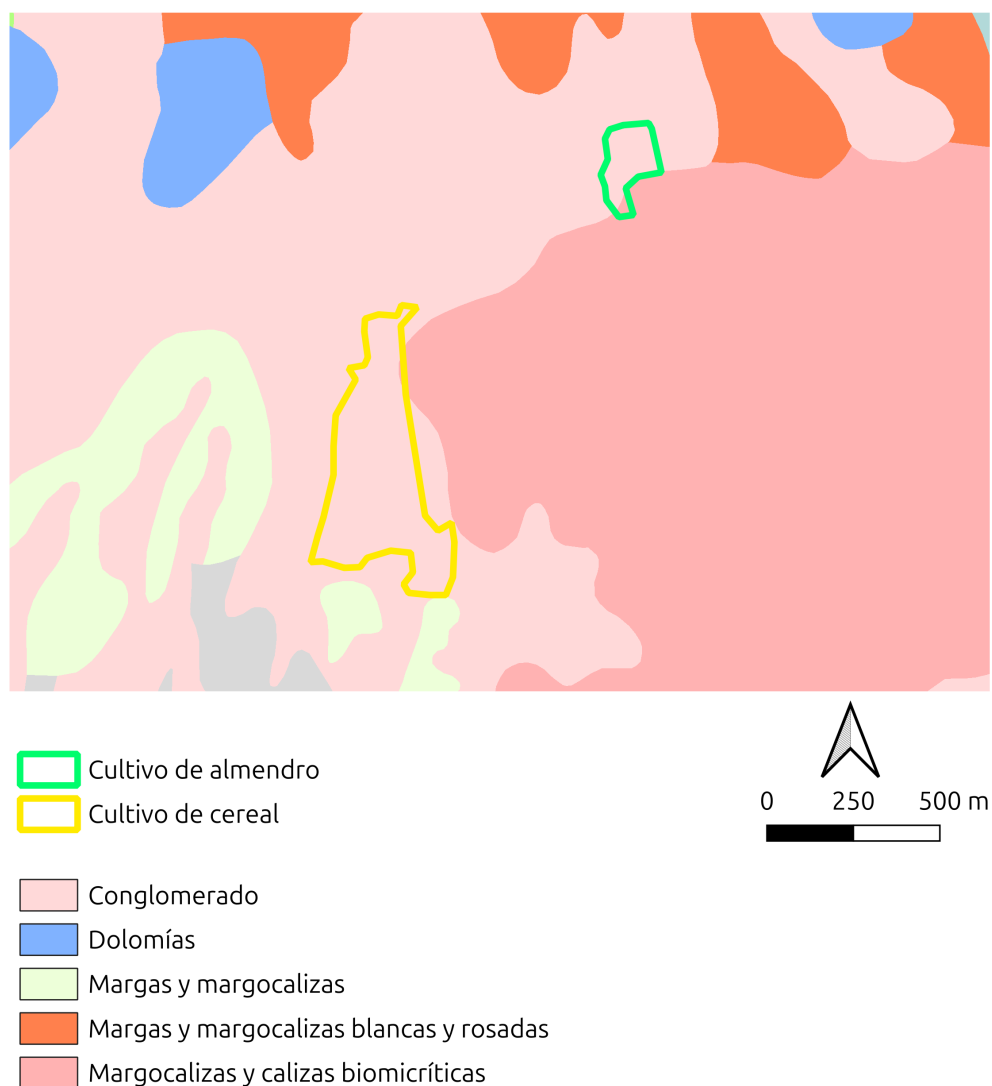


Figura 2.2: Unidades geológicas presentes en la zona de estudio y alrededores. Fuente: Kampschurr et al. (2003)

2.1.4. Datos de precipitación

Los datos de precipitación se obtuvieron a partir de una estación meteorológica instalada en la zona de estudio. Esta estación permite medir: dirección y velocidad del viento, humedad relativa, temperatura y precipitación. Además, lleva incorporado un *datalogger* para realizar medidas cada cinco minutos. No obstante, cuando hubo fallos en la estación de la zona de estudio se emplearon datos pluviométricos de la estación meteorológica más próxima, La Paca (Lorca), que pertenece a la red del Sistema de Información Agraria de Murcia (SIAM).

Tabla 2.1: Media y desviación estándar de algunas propiedades físico-químicas de los suelos de la zona del cereal y del almendro

Propiedad del suelo	Cereal	Almendro
Fracción arcilla (%)	$30,70 \pm 0,77$	$17,80 \pm 1,00$
Fracción limo (%)	$58,70 \pm 0,77$	$50,30 \pm 3,90$
Fracción arena (%)	$10,70 \pm 1,49$	$32,10 \pm 4,90$
Carbono orgánico total (%)	$0,70 \pm 0,03$	$2,3 \pm 0,10$
Nitrógeno total (%)	$0,10 \pm 0,01$	$0,2 \pm 0,01$
Fósforo Olsen (ppm)	$6,10 \pm 0,40$	$41,80 \pm 3,70$
Carbonato cálcico (%)	$59,40 \pm 0,89$	$58,70 \pm 0,90$
pH (agua, 1:25)	$8,80 \pm 0,04$	$8,60 \pm 0,02$
Densidad aparente (g cm^{-3})	$1,20 \pm 0,03$	$1,50 \pm 0,08$
Conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	$73,30 \pm 5,90$	$90,80 \pm 14,70$
Pedregosidad superficial (%)	<20	60–80
Profundidad del suelo (cm)	100	75

Mediante los datos pluviométricos obtenidos a partir de ambas estaciones se calculó: la precipitación total (R), la intensidad máxima en 30 minutos (I_{30}) y la intensidad máxima en una hora (I_{60}). Para el cálculo de la intensidad se creó una función con el lenguaje de programación R, la cual puede ser consultada en el Anexo A.

La energía cinética (KE) asociada a la precipitación fue calculada a partir de la ecuación 2.1, de acuerdo con Wischmeier y Smith (1978):

$$KE(J m^{-2} mm^{-1}) = 0,119 + 0,0873 \cdot \log_{10}(I_{60}) \quad (2.1)$$

donde:

I_{60} : Intensidad máxima en una hora (mm h^{-1})

Los valores obtenidos de la ecuación 2.1 fueron usados para calcular el índice de erosividad de la precipitación (RE) según Wischmeier y Smith (1978):

$$RE(J m^{-2} h^{-1}) = KE \cdot I_{30} \quad (2.2)$$

donde:

KE: Energía cinética de la precipitación ($\text{J m}^{-2} \text{mm}^{-1}$)

I_{30} : Intensidad máxima en una hora (mm h^{-1})

Los eventos fueron clasificados en tres clases de acuerdo a sus valores de RE: Clase I ($RE \leq 25 \text{ J m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), Clase II ($25 < RE \leq 90 \text{ J m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) y Clase III ($RE \geq 90 \text{ J m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), representando eventos de baja, media y alta erosividad, respectivamente, y de acuerdo con las características de la precipitación de esta zona (Martínez-Mena et al., 2001).

2.2. Finca «Escuderos» y Finca «Canteras»

La zona de estudio donde se desarrollan los capítulos 3 y 5 de esta tesis se compone de dos fincas agrícolas situadas, aproximadamente, a 17 kilómetros al este del municipio de Murcia (Región de Murcia) (Figura 2.3) y que se encuentran muy próximas entre sí (aproximadamente a 100 metros en sus límites más cercanos). Ambas fincas son comparables en sus características litológicas, edáficas y climatológicas, localizándose aproximadamente a tres kilómetros al noroeste de la pedanía murciana del Cabezo de la Plata. Además, se trata de fincas muy próximas al límite administrativo entre la Región de Murcia y la provincia de Alicante, quedando el municipio de Orihuela al Este.

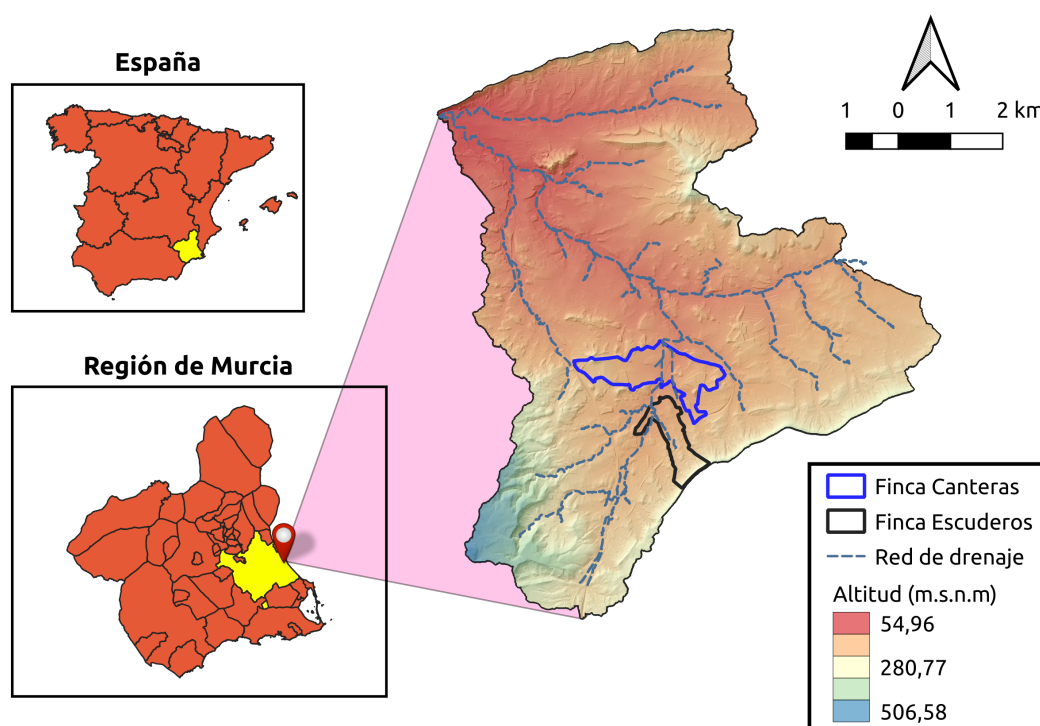


Figura 2.3: Localización de las dos fincas agrícolas objeto de estudio: Escuderos y Canteras

Una de estas fincas recibe el nombre de «Escuderos» y está dedicada, casi exclusivamente, al cultivo de almendro (*Prunus dulcis* Mill.) en terrazas y en régimen de secano. Por otro lado, la segunda finca, denominada «Canteras», es una explotación en régimen de regadío donde el cultivo principal es el mandarino (*Citrus reticulata* Blanco var. Clemenvilla) y donde se emplea un sistema de plantación caballón–calle.

2.2.1. Características climáticas

Los datos que a continuación se mencionan han sido obtenidos de la estación meteorológica del Cabezo de la Plata, perteneciente a la red del SIAM, y que abarcan el período 1996–2019. La precipitación media anual de la zona es de 303,77 mm, principalmente concentrada en otoño. La temperatura media anual es de 18,26 °C, siendo enero el mes más frío y agosto el más caluroso. La evapotranspiración potencial media anual, calculada por el método de Thornwaite, alcanza los 925,34 mm, siendo máxima en verano. Por tanto, esto supone un déficit hídrico de, aproximadamente, 633,45 mm año⁻¹, que se prolonga desde marzo hasta octubre.

2.2.2. Litología

Desde el punto de vista geológico, la zona objeto de estudio se encuentra dentro del Complejo Maláguide, en las Zonas Internas de las cordilleras Béticas. Tomando como referencia la cartografía geológica digital continua a escala 1:50.000 (GEODE) de la hoja 0934 del Mapa Topográfico Nacional (Leyva Cabello et al., 2005), la litología presente en la zona donde se encuentran ambas zonas de estudio es de origen sedimentario, aunque también encontramos afloramientos de rocas metamórficas (filitas y cuarcitas) (Figura 2.4). Respecto a las edades de los mismos, a excepción de los afloramientos metamórficos mencionados que se formaron durante el sistema Triásico, el resto de materiales sedimentarios se depositaron/formaron durante el sistema Neógeno o Neógeno-Cuaternario.

En la finca Canteras, destaca la presencia de materiales aluviales del Holoceno (asociados a fondos de valle) y margas azules y blancas del Tortoniense (Figura 2.4). Otros materiales sobre los que se encuentra la finca y que ocupan una menor extensión son: conglomerados grises, arenas y margas del Tortoniense; areniscas y margas del Tortoniense; y calizas de algas, calcarenitas, areniscas y calciruditas del Tortoniense.

En la finca Escuderos, al igual que en Canteras, los materiales aluviales del Holoceno, y las margas azules y blancas del Tortoniense ocupan la mayor parte de la superficie (Figura 2.4). Otros materiales presentes en Escuderos y de menor extensión son: areniscas y margas del Tortoniense; filitas y cuarcitas del Triásico Inferior; y conglomerados y calcarenitas del Messiniense.

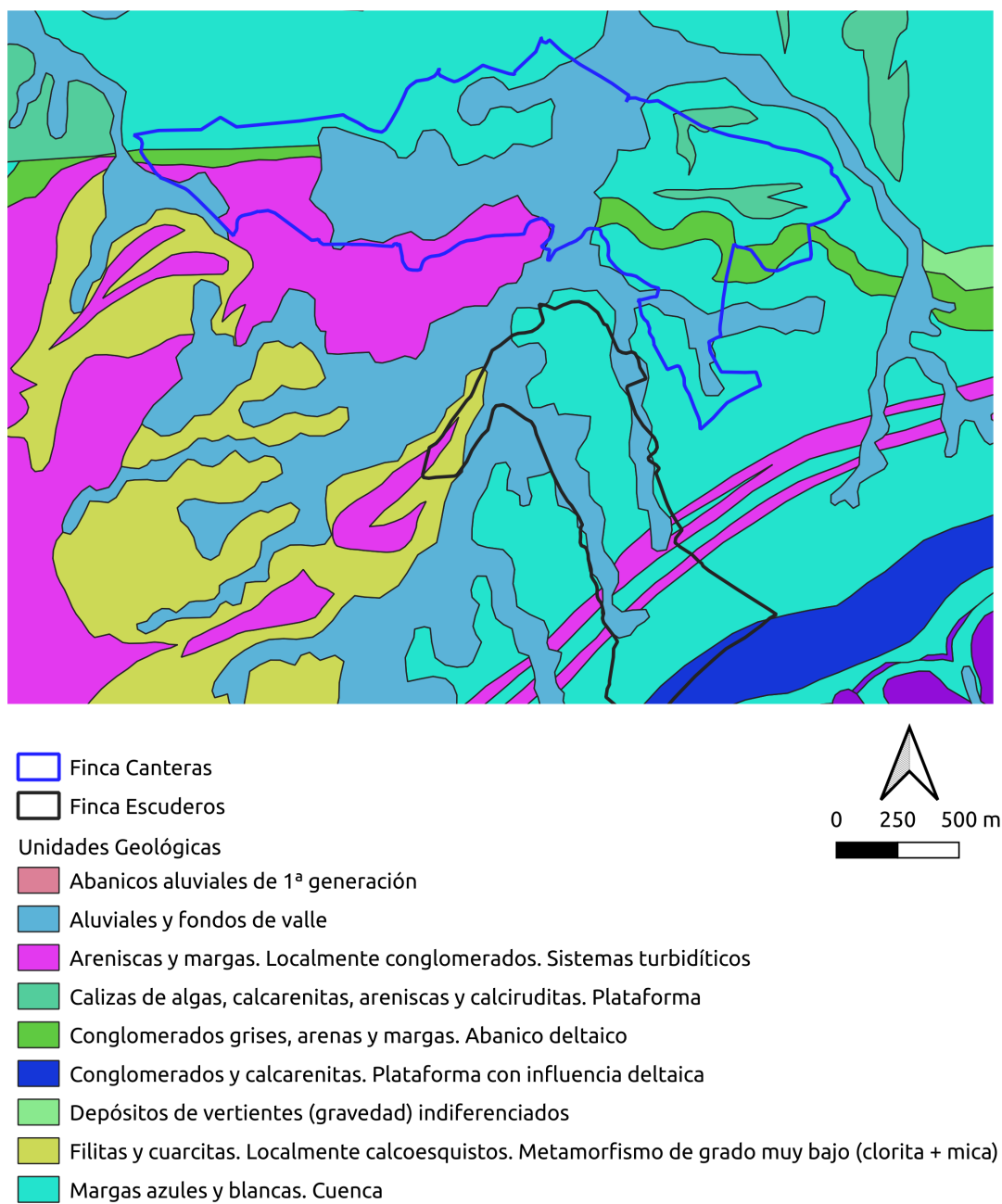


Figura 2.4: Unidades geológicas presentes en al zona de estudio y alrededores.
Fuente: Leyva Cabello et al. (2005)

2.2.3. Características edáficas

El suelo que aparece en la finca Escuderos y la finca Canteras se ha clasificado como *Regosol calcárico* (IUSS Working Group, 2015) o *Torriorthent típico* (Soil Survey Staff, 2014), formado a partir de margas y con una secuencia de horizontes Ap1–Ap2–C1–C2–C3.

Desde el punto de vista físico-químico, la textura de estos suelos es franco limosa, presentan una densidad aparente de aproximadamente $1,29 \text{ g cm}^{-3}$, y una estructura en bloques subangulares media-fina (Tabla 2.2). Además, son suelos con más del 50 % de CaCO_3 , lo que explica su carácter básico, y que no son salinos, ya que su conductividad eléctrica no supera los 2 dS m^{-1} . No obstante, es de especial interés destacar la proporción de sodio intercambiable promedio observada en estos suelos, ya que es relativamente alta, especialmente en los primeros 10 cm de profundidad (Tabla 2.3).

Tabla 2.2: Media y desviación estándar de algunas propiedades físico-químicas del suelo a diferentes profundidades.

Propiedad del suelo	Profundidad (cm)	
	0–10	10–30
Densidad aparente (g cm^{-3})	$1,27 \pm 0,09$	$1,32 \pm 0,09$
Textura	Franco limosa	
Estructura	Bloques subangulares, media-fina	
CRAD (mm)	36,42	
Proporción de elementos gruesos (%)	$36,3 \pm 4,77$	$29,39 \pm 5,34$
Conductividad eléctrica (dS m^{-1})	$0,23 \pm 0,08$	$0,20 \pm 0,03$
pH	$8,39 \pm 0,12$	$8,41 \pm 0,13$
CaCO_3 (%)	$58,90 \pm 1,23$	$58,53 \pm 2,22$
Carbono orgánico total (g kg^{-1})	$4,31 \pm 0,80$	$3,48 \pm 0,94$
Nitrógeno total (g kg^{-1})	$0,71 \pm 0,12$	$0,57 \pm 0,12$

CRAD: Capacidad de Retención de Agua Disponible para las plantas. CaCO_3 : Carbonato cálcico. Fuente: Boix-Fayos et al. (2022).

Tabla 2.3: Media y desviación estándar de sodio intercambiable (Naex), capacidad de intercambio catiónico (CEC) y porcentaje de sodio intercambiable (ESP) a diferente profundidad. Fuente: Boix-Fayos et al. (2022)

Profundidad (cm)	Naex (cmol kg ⁻¹)	CEC (cmol kg ⁻¹)	ESP (%)
0–10	1,95 ± 2,58	16,36 ± 3,10	10,35 ± 1,95
10–30	0,72 ± 0,70	13,63 ± 1,45	5,20 ± 0,72

Naex: sodio intercambiable. CEC: capacidad de intercambio catiónico. ESP: porcentaje de sodio intercambiable. Fuente: Boix-Fayos et al. (2022).

La concentración de carbono orgánico total (CO) y nitrógeno total (N) del suelo de esta zona (Tabla 2.2) es muy inferior a la observada en otros suelos agrícolas con similares características edáficas (Martínez-Mena et al., 2020).

La profundidad de enraizamiento del suelo, atendiendo a criterios de densidad aparente de los horizontes, y abundancia y tamaño de raíces en los horizontes (datos no mostrados) (Olarieta-Alberdi & Rodríguez-Ochoa, 2017), es de aproximadamente 30 cm. Por último, la Capacidad de Retención de Agua Disponible para las Plantas (CRAD) de estos suelos es 36,42 mm (Tabla 2.2), calculada a través del método del *National Engineering Handbook* (Ross, 1997).

2.2.4. Evolución de los usos del suelo

En Lucas-Parra (2020) se realiza una minuciosa descripción de la evolución de los usos del suelo entre los años 1956 y 2016 en parte de la cuenca donde se encuentran las dos fincas agrícolas que nos ocupan (Figura 2.5). En 1956, el uso predominante era el secoño leñoso aterrazado (34,5 % de la superficie), seguido por el matorral (18,5 %). Otros usos presentes, pero en menor proporción, fueron: cereal aterrazado (13,5 %), suelo desnudo (13,7 %), forestal abierto (11,2 %) y forestal denso (7,3 %).

Sin embargo, los cambios de uso del suelo durante las últimas seis décadas propiciaron un descenso notable de aquellos correspondientes a cultivos tradicionales de secoño, como es el secoño leñoso aterrazado (-15 %) y el cereal aterrazado (-5 %) (Lucas-Parra, 2020). En cambio, otros usos han aumentado su extensión, como el forestal, especialmente el forestal abierto con un aumento de casi el 6 %, y el matorral con aproximadamente un 3 % (Lucas-Parra, 2020). Además, Lucas-Parra (2020) destaca que, tras este período de tiempo, han surgido cuatro nuevos tipos de usos: cultivo abandonado aterrazado y no aterrazado, regadío y lámina

de agua.

Con todo, Lucas-Parra (2020) señala que, de forma general, los cambios de uso del suelo desde 1956 a 2016 apuntan hacia un aumento de la vegetación. Según este mismo autor, este reverdecimiento se hace más evidente en la finca de regadío, ya que se ha pasado, en su mayoría, del secano leñoso aterrazado y del cereal aterrazado al regadío. Por otro lado, Lucas-Parra (2020) indica que los cambios de vegetación en la finca de secano se deben principalmente al paso de suelo desnudo a matorral en la parte central de dicha finca, pues el secano leñoso aterrazado se ha mantenido durante estos años.

2.2.5. Datos de precipitación

Los datos pluviométricos se obtuvieron a partir de una estación meteorológica instalada en la zona de estudio. Esta estación permite medir: presión, humedad, radiación solar, lluvia, temperatura ambiente, dirección y velocidad del viento, punto de rocío, entre otras variables. No obstante, cuando hubo fallos en la estación de la zona de estudio se emplearon datos pluviométricos de la estación meteorológica del Embalse de la Pedrera (Murcia), que pertenece a la red del Sistema de Información Agraria de Murcia (SIAM).

Mediante los datos pluviométricos obtenidos a partir de ambas estaciones se calcularon algunas características de los eventos de precipitación sucedidos durante la realización de los estudios de erosión. Concretamente se calculó: la precipitación total (R), la intensidad máxima en 30 minutos (I_{30}), la intensidad máxima en una hora (I_{60}) y la intensidad máxima en 24 horas (I_{24}).

Al igual que con los datos pluviométricos de la finca «Los Alhagüeces» (ver subsección 2.1.4), se utilizaron las ecuaciones 2.1 y 2.2, para el cálculo de la energía cinética y la erosividad de la precipitación, respectivamente. Del mismo modo, los eventos fueron clasificados en tres clases de acuerdo a sus valores de erosividad (RE): Clase I ($RE \leq 25 \text{ J m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), Clase II ($25 < RE \leq 90 \text{ J m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) y Clase III ($RE \geq 90 \text{ J m}^{-2} \text{ h}^{-1}$).

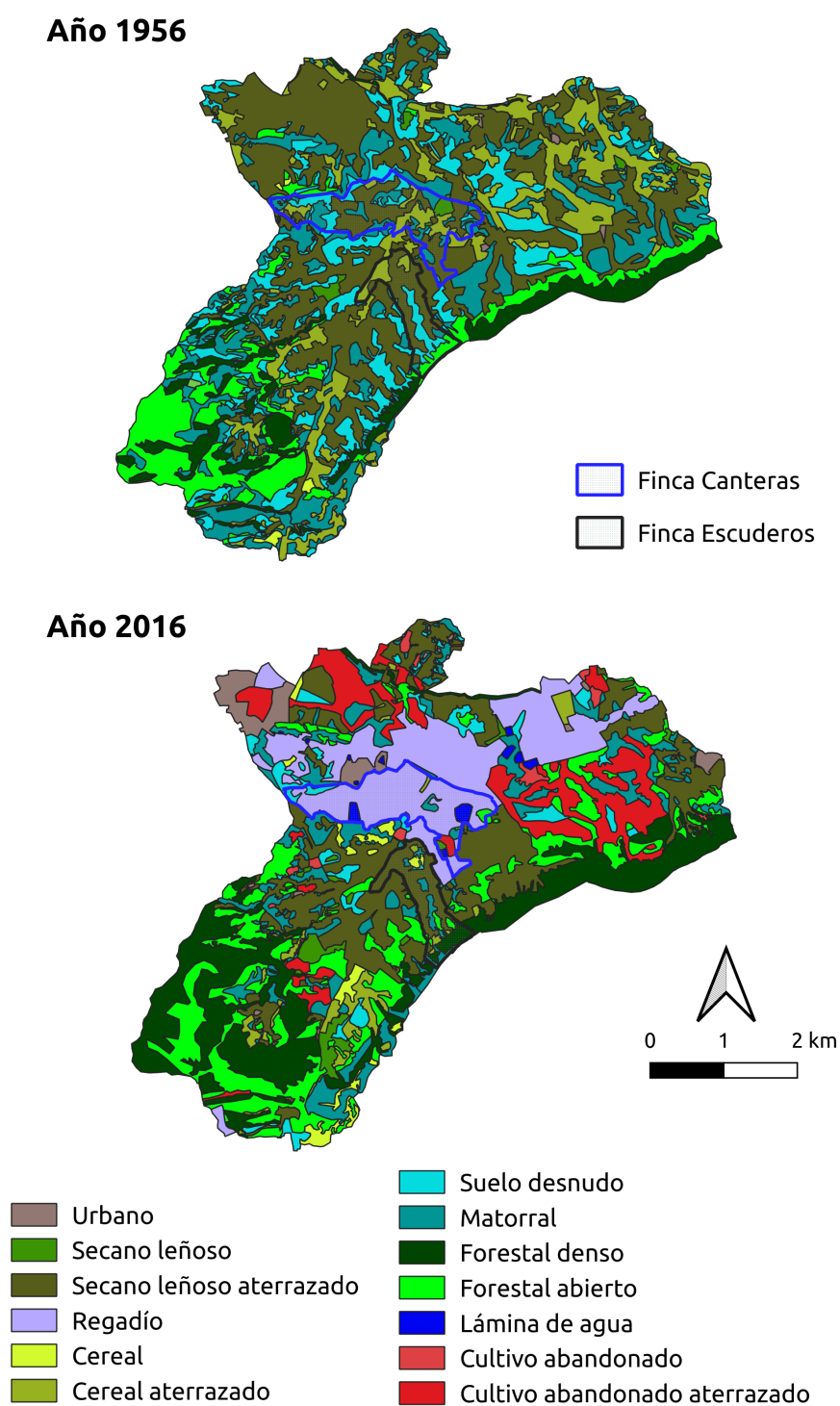


Figura 2.5: Mapa de usos del suelo de 1956 y 2016 de la cuenca donde se encuentran las fincas objeto de estudio. Fuente: Lucas-Parra (2020)

Capítulo 3

Evaluación de la erosión hídrica concentrada: contrastando el inventario de campo con el uso de información espacial

La información relativa al área de estudio se puede consultar en el Capítulo 2.

3.1. Materiales y métodos

3.1.1. Estimación del volumen movilizado por erosión

En el presente estudio la identificación de las formas de erosión y la cuantificación del volumen de material movilizado se llevó a cabo en la finca «Escuderos» y siguiendo dos metodologías distintas: i) inventario de campo e ii) información espacial obtenida con un drone (Figura 3.1).

Inventario de campo

El inventario de las formas de erosión se realizó entre septiembre y octubre del año 2019 en una superficie de aproximadamente 2,62 ha (Figura 3.1). Además, con carácter complementario, se han incluido los datos de dos inventarios realizados con anterioridad por Verschaeren (2018) en noviembre y diciembre de 2018 en la misma zona.

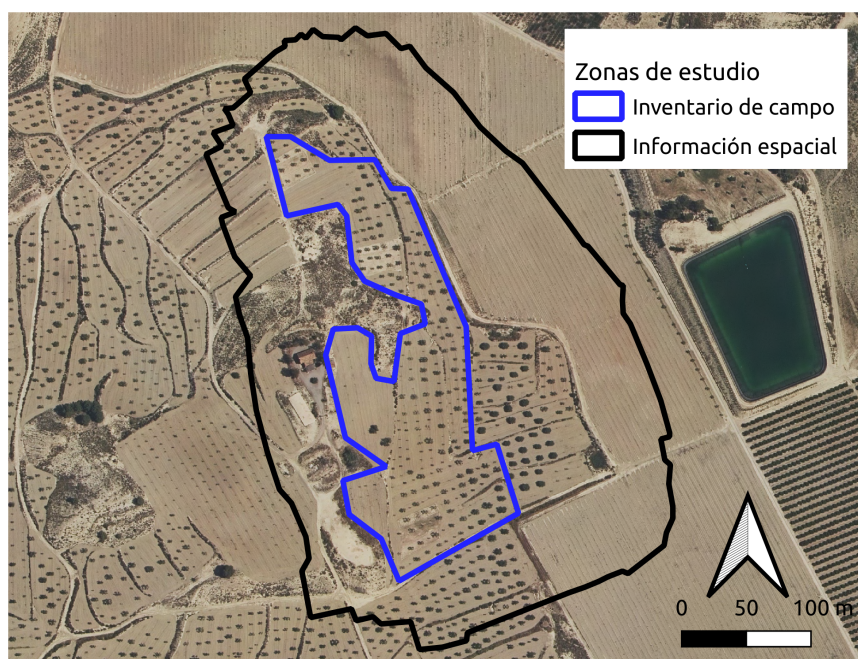


Figura 3.1: Delimitación de las zonas muestreadas a través del inventario de campo e información espacial en la finca Escuderos.

Para la identificación de las formas erosivas y la estimación del material movi-
lizado por erosión, tanto en el inventario de septiembre, como en los realizados por
Verschaeren (2018), se siguió la metodología de Stocking y Murnaghan (2003).

A continuación se describirán las diferentes formas de erosión observadas en
la zona de estudio, así como el método para calcular el volumen de material
movilizado:

Regueros Son pequeñas incisiones en el terreno que transportan la escorrentía
generada por la precipitación y cuya génesis está ligada a la acción erosiva
del agua las lluvias (Stocking & Murnaghan, 2003)(Figura 3.2). Se trata
de formas que se caracterizan por alinearse paralelamente a la dirección de
máxima pendiente del terreno. El relieve de la zona, o el microrrelieve del
suelo, provoca que el agua de escorrentía se concentre, o se arremoline, lo
que se traduce en un aumento de su capacidad de arrastre y por ende, en
la formación de pequeñas depresiones en el terreno. Por otro lado, la acción
antrópica también puede favorecer la formación de regueros al crear depre-
siones suaves, como las generadas por los aperos de laboreo, por las cuales
el agua puede concentrarse y discurrir (Stocking & Murnaghan, 2003).



Figura 3.2: Reguero formado en la zona de estudio

Para estimar la erosión por regueros es necesario conocer la anchura (A), la profundidad (P) y la longitud (L) de estas formas. Además, este procedimiento asume que la incisión en el terreno adopta una forma geométrica concreta, por ejemplo: triangular, semicircular o rectangular (Stocking & Murnaghan, 2003).

En las mediciones de campo, cuando los regueros identificados estaban ramificados y/o la sección varió notablemente a lo largo de la forma, ésta se dividió para realizar la estimación por partes y posteriormente sumarlas. A continuación se muestran las ecuaciones que se usaron para estimar el volumen de material movilizado (V_R), en m^3 :

$$V_R(m^3) = \sum_{i=1}^n (A_i \cdot P_i \cdot L_i) \cdot 10^{-6} \text{ (Sección rectangular)} \quad (3.1)$$

$$V_R(m^3) = \frac{\sum_{i=1}^n (A_i \cdot P_i \cdot L_i)}{2} \text{ (Sección triangular)} \quad (3.2)$$

donde:

A_i : anchura de la forma en la división i (cm)

P_i : profundidad de la forma en la división i (cm)

L_i : longitud de la forma en la división i (cm)

Cárcavas Las cárcavas, al igual que los regueros, son incisiones en el terreno, pero de mayores dimensiones, lo que las hace muy visibles a escala de paisaje (Stocking & Murnaghan, 2003) (Figura 3.3). A diferencia de los regueros,

estas formas de erosión aparecen en las líneas de drenaje y para su eliminación o corrección requieren actuaciones específicas y complejas (bulldozer, gaviones, fajinas para retener sedimentos, etc) (Stocking & Murnaghan, 2003). El agente causante de estas formas erosivas es el mismo que en los regueros: el agua. Normalmente, las cárcavas se forman como consecuencia de la progresión en profundidad y anchura de los regueros. No obstante, el proceso de piping también puede ser clave en su génesis (Calvo-Cases et al., 2011; Faulkner et al., 2003; Romero-Díaz et al., 2007).



Figura 3.3: Cárcava formada en el borde de una terraza de cultivo dentro de la zona de estudio.

El procedimiento de medición es muy similar al de los regueros, aunque la sección transversal y la profundidad puede variar mucho más (Stocking & Murnaghan, 2003). Cuando esto sucedió, se dividió la forma, se calculó la cantidad de material movilizado en cada parte y se sumaron para conocer el total movilizado. A continuación se muestran las ecuaciones que se usaron para estimar el volumen, en m^3 , de material movilizado en las cárcavas (V_C):

$$V_C(m^3) = \frac{\sum_{i=1}^n [(A_i^{sup} + A_i^{inf}) \cdot D_i \cdot L_i]}{2} \cdot 10^{-6} \text{ (Sección trapezoidal)} \quad (3.3)$$

$$V_C(m^3) = \frac{\sum_{i=1}^n (\frac{D_i^2}{2} \cdot \pi \cdot L_i)}{2} \cdot 10^{-6} \text{ (Sección circular)} \quad (3.4)$$

donde:

A_i^{sup} : anchura del borde superior en la división i (cm)

A_i^{inf} : anchura del borde inferior en la división i (cm)

P_i : profundidad de la forma en la división i (cm)

L_i : longitud de la forma en la división i (cm)

D_i : diámetro de la forma en la división i (cm)

Pedestales de erosión Se trata de una columna de suelo protegida en su parte superior por un material más competente (normalmente una roca, aunque también puede ser una raíz, hojas, etc) y que lo protege de la erosión (Figuras 3.4 y 3.11). Esta forma de erosión es indicadora de erosión laminar y de erosión por impacto de las gotas de agua. Durante la lluvia, el material más competente sobre el suelo absorbe el impacto de las gotas de lluvia, mientras que el suelo circundante descubierto se dispersa.

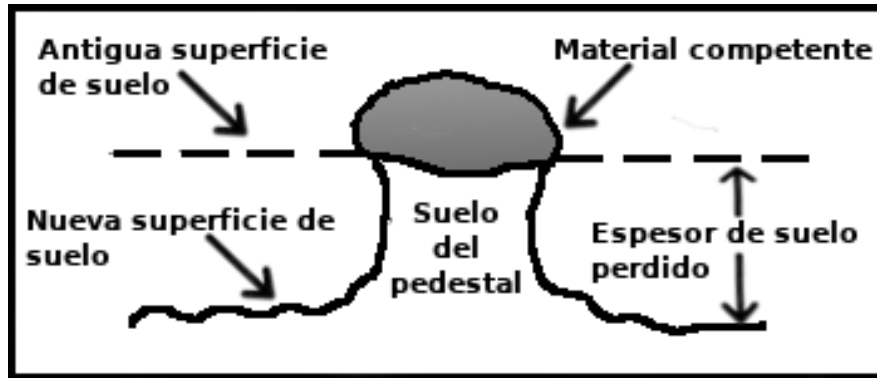


Figura 3.4: Esquema de un pedestal de erosión.

En la medición de estas formas se asume que el material que protege el pedestal estaba en la superficie antes de que se produjese la movilización de aquel menos competente. La medición del espesor (h) se realiza desde la parte más alta de la columna (sin incluir el material protector) hasta la base de la misma (Stocking & Murnaghan, 2003). A continuación se muestra la ecuación usada para estimar el volumen, en m^3 , de material movilizadado a través de los pedestales (V_P):

$$V_P(m^3) = \Delta h \cdot 10^{-3}, \text{ para } 1 \text{ m}^2 \quad (3.5)$$

donde:

h : espesor de suelo perdido (cm)

Exposición de raíces En algunas ocasiones es posible encontrar raíces de plantas y árboles por encima de la superficie (Figura 3.5). Se trata de una situación que pone en evidencia la movilización del suelo, ya que las plantas no desarrollan sus raíces por encima de la superficie (Stocking & Murnaghan, 2003). La exposición de raíces ocurre cuando las partículas del suelo son removidas como consecuencia de la acción del agua (principal agente) o el viento, reduciendo el nivel del suelo y haciendo que las raíces “afloren” en superficie (Stocking & Murnaghan, 2003).



Figura 3.5: Raíces de almendro expuestas por la acción de la erosión hídrica.

Para medir esta forma de erosión, se estimó, en base a la topografía de la zona y las raíces expuestas, la superficie de suelo rebajada por la erosión (ajustando ésta a un rectángulo) y el espesor de suelo perdido (e). La expresión utilizada para estimar el volumen, en m^3 , de suelo movilizado (V_{RZ}) fue:

$$V_{RZ}(m^3) = S \cdot e \cdot 10^{-2}, \text{ en una superficie rectangular de } A \cdot L m^2 \quad (3.6)$$

donde:

S : superficie de suelo con raíces expuestas (m^2)

e : espesor de suelo perdido (cm)

Acumulaciones frente a obstáculos Se trata de una forma de erosión relativamente fácil de distinguir, ya que son montículos de suelo contra el tronco o tallo de una planta que se desarrolla en una zona de pendiente, o incluso en vallas (Stocking & Murnaghan, 2003) (Figura 3.6). Es, por tanto, un indicio claro de que se ha producido sedimentación. Este tipo de formas se dan cuando el flujo de escorrentía, que se desplaza siguiendo la pendiente, se encuentra con un obstáculo (troncos, vallas, etc), reduciéndose la velocidad de flujo y favoreciendo la sedimentación.

Stocking y Murnaghan (2003) establecen que para cuantificar el volumen de suelo retenido por el obstáculo, «se debe asumir que la forma de la acumulación es de medio cono». No obstante, en este estudio se consideró que el área afectada por la acumulación se ajustaba mejor a una forma trapezoidal. Por tanto, la ecuación empleada para estimar el volumen, en m^3 , de material depositado sobre obstáculos (V_O) fue:

$$V_O(m^3) = \frac{(A_1 + A_2) \cdot P \cdot L}{2} \cdot 10^{-6} \text{ (sección trapezoidal)} \quad (3.7)$$

donde:

A_1 : anchura del depósito más cercana al obstáculo (cm)

A_2 : anchura del depósito más alejada al obstáculo (cm)

P : profundidad promedio del depósito (cm)

L : longitud del depósito (cm)



Figura 3.6: Acumulación de material frente al tronco de un árbol.

Uso de información espacial

La estimación de la cantidad de material movilizado se realizó con la información espacial obtenida a través de un dron (modelo DJI Mavic Pro). Se trata de un dron capaz de volar hasta 60 m de altura para tomar fotos con baja resolución espacial y hasta 20 m para tomar fotos de alta resolución. Está equipado con una cámara (modelo FC220) con una distancia focal de 4,73 mm y tamaño de pixel $1,57 \times 1,57 \mu\text{m}$.

En total se realizaron tres vuelos (noviembre y diciembre de 2018, y septiembre de 2019), siendo los dos últimos después de dos eventos muy erosivos (Tabla 3.1). En estos vuelos se tomaron un total de 366 imágenes, a una altura de 55 m y cubriendo una superficie de 11,2 ha. Como resultado, el valor de GSD (*Ground Surface Distance*) fue de 1,87 cm/px. Además, previamente a cada vuelo se distribuyeron por la zona de estudio 27 puntos de referencia localizados con GPS (Figura 3.7): 22 puntos de control y 5 puntos de verificación, para poder corregir los errores del GPS del dron y comprobar la precisión de los modelos elaborados.

Tras cada vuelo se obtuvo una foto aérea y un modelo digital de elevaciones (MDE) de una superficie de aproximadamente 12,9 ha. Esta última capa de información espacial se elaboró por medio de una reconstrucción 3D usando fotogrametría SfM-MVS (*Structure from Motion-Multi View Stereo*) (Prosdocimi et al., 2017; Smith et al., 2016). Para ello, las fotos captadas por el dron se cargaron al software *Agisoft Metashape Pro*. Seguidamente se generaron máscaras para eliminar objetos, por ejemplo, coches, y se alinearon las imágenes. Luego, los puntos de control de GPS se conectaron a los puntos correctos de las imágenes. Este proceso se repitió en tres o hasta en seis imágenes por punto de control GPS. Aquellos puntos con un error de reproyección muy elevado fueron eliminados. Después se implementó el algoritmo Multi View Stereo (MVS) que se encuentra en el software *Agisoft Metashape Pro*, para crear una nube densa de puntos georreferenciados de las imágenes (Prosdocimi et al., 2017; Smith et al., 2016). Finalmente, a partir de esta nube de puntos se obtuvo el MDE (Smith et al., 2016).

El siguiente paso consistió en identificar y digitalizar en *QGIS* (QGIS.org, 2022), con ayuda de la foto aérea y el mapa de sombras o *hillshade* (obtenido a través del MDE), las formas de erosión presentes dentro de la superficie sobrevolada por el dron. Es importante destacar que también se superpuso el MDE,

para evitar aquellos píxeles pertenecientes a árboles u otros elementos del paisaje, y la consiguiente sobreestimación de la erosión.

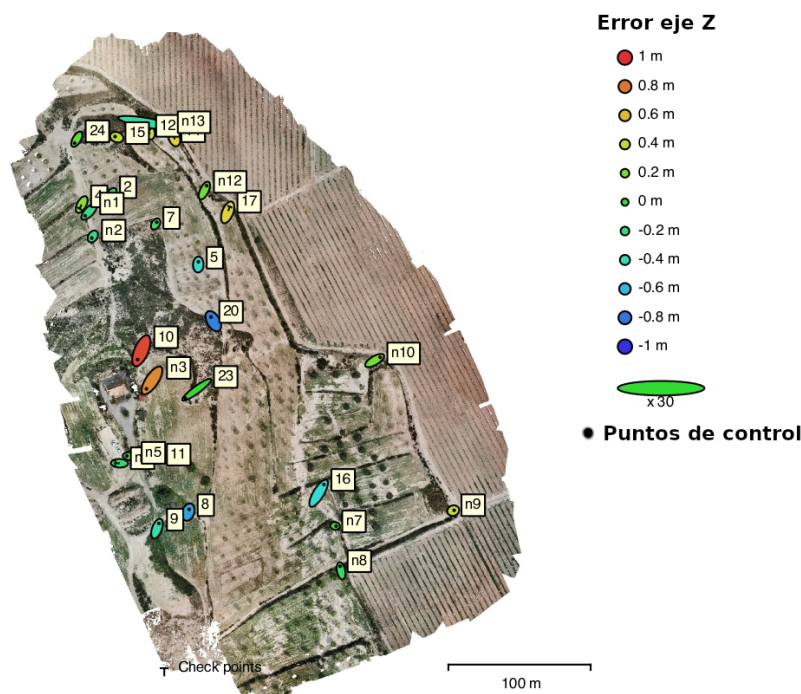


Figura 3.7: Distribución espacial de los puntos de control y los errores de las estimaciones. El error del eje Z está representado por el color, mientras que el error X e Y está representado por la forma de la elipse.

Una vez digitalizadas, las formas de erosión se subdividieron de acuerdo al valor del MDE, para evitar, nuevamente, sobreestimaciones del volumen de material movilizado. Primero, se utilizó la herramienta de *QGIS* «Cortar ráster por capa de máscara», para extraer el MDE en cada forma de erosión (Paso 1, Figura 3.8). Luego, se utilizó el operador *r.c lump*, con el objetivo de agrupar los valores de elevación de las celdillas del MDE y crear zonas más o menos homogéneas (Paso 2, Figura 3.8). Por último, se procedió a dividir las formas usando como guía la capa anteriormente obtenida (Paso 3, Figura 3.8).

Tras subdividir y digitalizar las formas de erosión, se siguieron una serie de pasos que se describen a continuación y que aparecen reflejados en la Figura 3.9 :

- Paso 1. Se empleó la herramienta «Cortar ráster por capa de máscara» de *QGIS*, para obtener sólo aquellas celdillas del MDE que caían dentro de las subdivisiones de las formas de erosión digitalizadas.

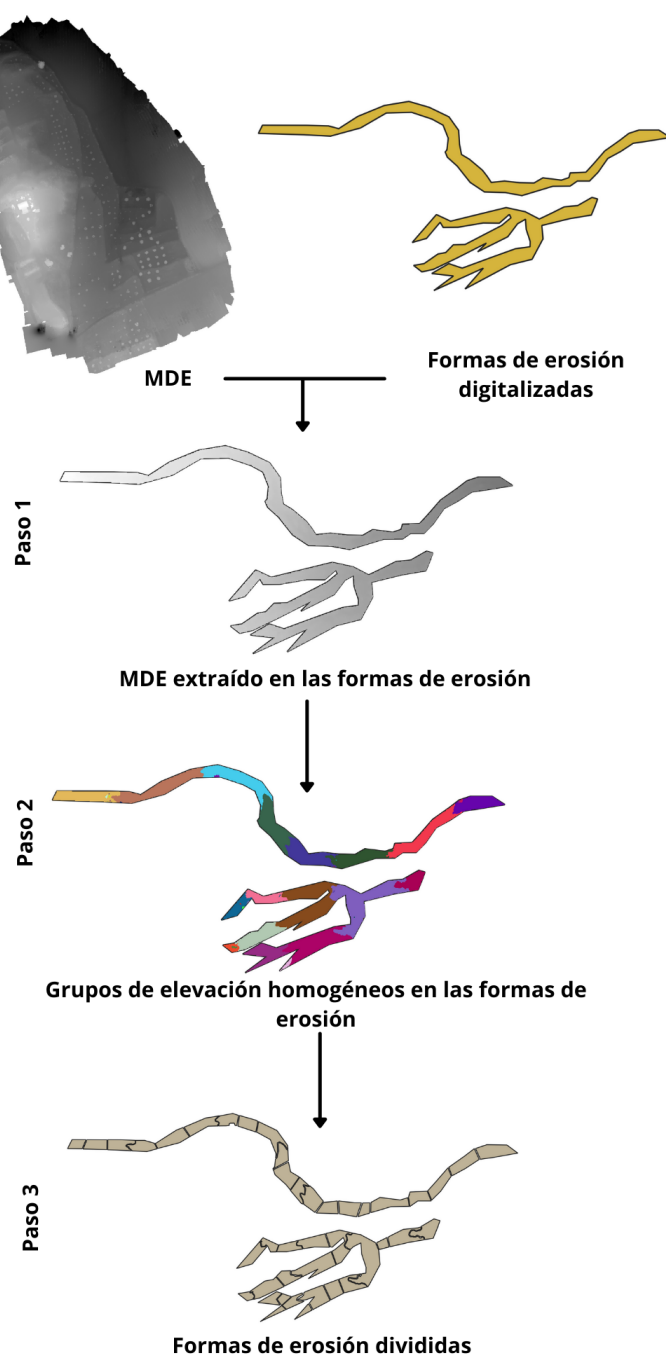


Figura 3.8: Esquema metodológico para la subdivisión de las formas de erosión de acuerdo a la elevación de cada celdilla

- Paso 2. Partiendo de la capa del Paso 1, se utilizó la calculadora ráster para obtener una nueva capa ráster donde el valor de cada celdilla fuese 1. La expresión utilizada para tal efecto fue: `formas_mde · 0 + 1`.
- Paso 3. A cada agrupación homogénea de la anterior capa con el mismo valor se le asignó un identificador único por medio de la orden `r.clump`.
- Paso 4. Utilizando como mapa base el obtenido en el Paso 3 y como mapa de cobertura el MDE, se calculó, para cada agrupación homogénea, el valor máximo de altitud. De esta manera, a cada píxel se le atribuye el valor máximo de altitud observado en cada agrupación. La orden para llevar a cabo este proceso fue: `r.stat.zonal base=temp cover=MDE method=max`.
- Paso 5. A la capa ráster obtenida en el paso anterior (`MDE_max_elev`; Figura 3.9) se le restó la obtenida en el Paso 1 (`MDE_formas_erosion`; Figura 3.9), para estimar el espesor de material movilizado. Para ello, se empleó la calculadora ráster de QGIS, escribiendo la siguiente expresión: `espesor = MDE_max_elev - MDE_formas_erosion`.
- Paso 6. Nuevamente se empleó la calculadora ráster, para transformar el espesor en volumen movilizado. Para ello, se empleó la calculadora ráster, multiplicando el valor de cada píxel (en metros), por la superficie (en m²), de cada píxel (es decir, la resolución del ráster). La expresión empleada fue: `volumen = espesor · ancho_pixel · largo_pixel`.
- Paso 7. Por último, se utilizó la herramienta **Estadísticos zonales de la capa ráster**, utilizando como capa de entrada la obtenida en el Paso 6 (`volumen`; Figura 3.9) y como capa de zonas, la obtenida en el Paso 3 (`temp_clump`; Figura 3.9).

Como resultado, se generó un archivo DBASE en formato *.dbf* (denominado **Estadísticos zonales**; Figuras 3.9 y 3.10) que contenía, entre otras variables: i) una variable con el sumatorio del valor de volumen de todos los píxeles de cada subdivisión de las formas y ii) una variable que recoge un identificador único para cada una de estas subdivisiones. El siguiente paso consistió en obtener el total del volumen por forma. Para ello, se siguieron los siguientes pasos, que aparecen reflejados en la Figura 3.10:

- Paso 1. En primer lugar, se vectorizó la capa `temp_clump` (creada en el Paso 3; Figura 3.9). Para ello se utilizó el proceso `r.to.vect`, especificando que el nombre de la columna que va a almacenar los valores de los píxeles fuese `id_clump`.
- Paso 2. Se realizó la intersección entre la capa anterior y la capa vectorial de las formas de erosión sin subdividir, a través de la herramienta de geoprocso **Intersección**. Dentro de esta herramienta, se especificó que en la nueva capa vectorial generada (`clump_formas`; Figura 3.10) sólo incluyera dos variables en su tabla de atributos: i) `id` de la capa de formas de erosión y ii) `id_clump` de la capa `clump_vector`.
- Paso 3. Consistió en realizar un **JOIN** entre las tablas de atributos de las capas **Estadísticos_zonales** (creada en el paso 7 de la Figura 3.9) y `clump_formas`. La columna a partir de la que se realizó el **JOIN** fue `id_clump`. En la capa **Estadísticos_zonales** no aparece la columna `id_clump`, sino una denominada **zone**, de tipo numérico y con los identificadores de cada subdivisión de las formas de erosión. Para incluirla, se creó una nueva columna de tipo entero y, a través de la calculadora de campos, se rellenó con los datos presentes en **zone**. La capa resultante, **ConsultaTemp** (Figura 3.10), se almacenó en formato *shapefile* sin geometría.
- Paso 4. Al igual que en el anterior paso, se llevó a cabo un **JOIN**. Esta vez entre las tablas de atributos de las capas **ConsultaTemp** y **formas_de_erosion**, a partir de la columna `id`. La sentencia SQL empleada también incluyó una serie de argumentos necesarios para crear una variable que recoja el volumen total por forma.

Por tanto, como resultado final de seguir lo reflejado en las Figuras 3.9 y 3.10, se obtuvieron tres ficheros *shapefile* (uno por cada vuelo), en cuya tabla de atributos se almacenó, además de información sobre las distintas formas identificadas, el volumen de material movilizado calculado (en m³). Los códigos de las consultas realizadas en los pasos 3 y 4 se muestran a continuación:

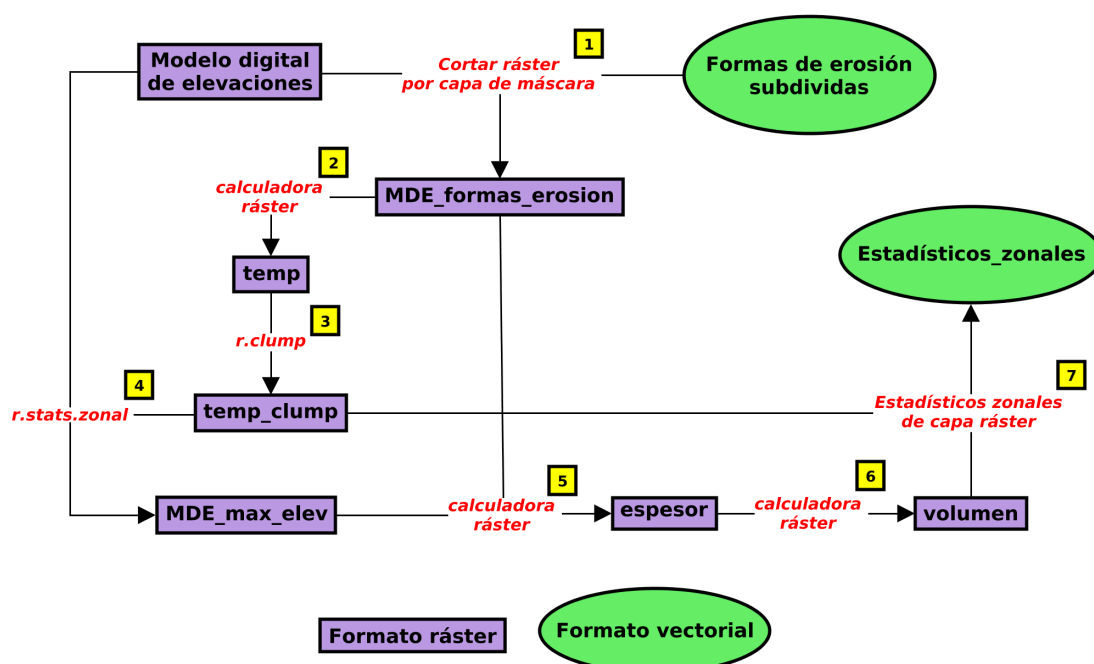


Figura 3.9: Diagrama de flujo para la determinación del volumen de material perdido en las distintas subdivisiones de las formas de erosión digitalizadas utilizando QGIS

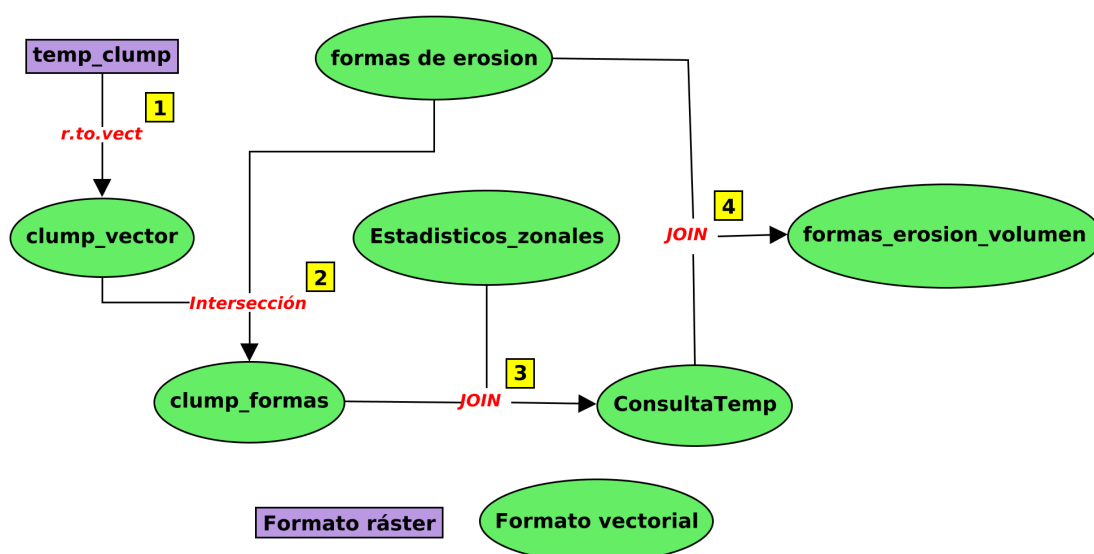


Figura 3.10: Diagrama de flujo para la determinación del volumen de material perdido en las distintas formas de erosión digitalizadas utilizando QGIS

```

1  SELECT
2      Estadisticos_Zonales.id_clump,
3      Estadisticos_Zonales.sum,
4      clump_formas.id
5  FROM Estadisticos_Zonales
6  LEFT JOIN clump_formas ON Estadisticos_Zonales.id_clump
   = clump_formas.id_clump
   WHERE id IS NOT NULL;

```

Sentencia 3.1: Consulta para crear la capa ConsultaTemp

```

1  SELECT
2      formas de erosion.id, formas de erosion.Tipo,
3      formas de erosion.ID_muestre,
4      formas de erosion.Coinc_inve,
5      formas de erosion.Conteo,
6      SUM(ConsultaTemp.sum) as Volumen,
7      formas de erosion.Comentario,
8      formas de erosion.geometry
9  FROM formas de erosion
10 LEFT JOIN ConsultaTemp ON formas de erosion.id =
   ConsultaTemp.id
11 GROUP BY formas de erosion.id;

```

Sentencia 3.2: Consulta para crear la capa formas_erosion_volumen

Incertidumbre y determinación del umbral crítico

Las mediciones volumétricas derivadas de información espacial (en este caso Modelos Digitales de Elevaciones) están fuertemente ligadas a un error metodológico. Conocer y cuantificar esta fuente de error es fundamental para poder decidir qué mediciones son estadísticamente significativas y cuáles no son fiables por su elevado ruido metodológico.

Se ha considerado que el error asociado al eje z es la principal fuente de error en los cálculos de volumen de las formas de erosión. Dicho error está representado por la raíz del error cuadrático medio del eje z ($RMSE_z$) de los modelos elaborados con el software *Agisoft Metashape Pro*. En este estudio, esta aproximación se justifica porque, tomando como referencia los puntos de verificación, el $RMSE_z$ (0,42 m)

fue significativamente mayor al error planimétrico ($RMSE_{xy}$: 0,19 m). Por tanto, la incertidumbre vertical domina claramente en la incertidumbre total del cálculo volumétrico.

Tomando como base los cálculos realizados por Le Beau et al. (2025), el valor de $RMSE_z$ fue usado para establecer, para cada forma de erosión identificada y cartografiada, un volumen crítico (V_{crit}) que sirvió como umbral mínimo para detectar mediciones estadísticamente significativas al 90 % de confianza. La ecuación empleada se indica a continuación:

$$V_{crit-j t_i}(m^3) = t_{90\%} \cdot A_{j t_i} \cdot RMSE_z \quad (3.8)$$

dado que:

$$\sigma_{V-j t_i} = A_{j t_i} \cdot RMSE_z \quad (3.9)$$

sustituyendo (3.9) en (3.8):

$$V_{crit-j t_i}(m^3) = t_{90\%} \cdot \sigma_{V-j t_i} \quad (3.10)$$

donde:

$V_{crit-j t_i}$: volumen crítico de la forma individual de erosión j medida en el momento t_i , para detectar mediciones significativas (m^3).

$t_{90\%}$: estadístico de t de Student para un nivel de confianza del 90 % ($t_{90\%} = 1,96$).

A_i : área de la forma de erosión individual j medida en el momento t_i (m^2).

$RMSE_z$: raíz del error cuadrático medio en z (m).

$\sigma_{V-j t_i}$: error volumétrico asociado a la medición del volumen de la forma individual j en el momento t_i (m^3).

Por tanto, los volúmenes medidos (V_m) únicamente se consideraron estadísticamente significativos cuando superaron el V_{crit} :

$$V_{m-j t_i} > |V_{crit-j t_i}| \quad (3.11)$$

Mientras que las mediciones inferiores o iguales a dicho valor crítico se atribuyeron al ruido metodológico y se excluyeron de los análisis posteriores.

Por último, cabe destacar que los datos volumétricos totales agregados o no por forma de erosión (regueros, cárcavas, etc) llevan incorporado un error volumétrico total (σ_{V_T}). Esta medida de la incertidumbre se calcula a través de la

propagación del error, que implica la raíz cuadrada de la suma de los cuadrados (RSS) de los errores volumétricos. Esto se aplica asumiendo que los errores en las mediciones de las formas individuales son independientes:

$$\sigma_{V_{T_{t_i}}} = \sqrt{\sum_{j=1}^n (\sigma_{V-j_{t_i}})^2} \quad (3.12)$$

donde:

$\sigma_{V_{T_{t_i}}}$: error volumétrico agregado de las formas de erosión medidas en el momento t_i (m^3). Este error puede representar el error total de todas las formas (regueros + cárcavas + ...) o el error volumétrico total dentro de un tipo de forma concreto (por ejemplo, sólo el total de regueros).

$\sigma_{V-j_{t_i}}$: error volumétrico asociado a la medición del volumen de la forma individual j en el momento t_i (m^3).

Variación de volumen neta entre muestreos

Las metodologías explicadas anteriormente permiten calcular el volumen de material movilizado por una determinada forma, aunque referir esta pérdida de material a un período de tiempo resulta complicado. Por ejemplo, al estimar volúmenes tras un evento concreto de precipitación, las mediciones incluyen tanto los volúmenes de las nuevas formas surgidas como respuesta a dicho evento, como los volúmenes «heredados» de formas preexistentes. De modo que usar estos datos para calcular tasas de erosión conduce inexorablemente a una sobreestimación, pues se incorpora en el cálculo un volumen de material movilizado en eventos de precipitación anteriores. Por tanto, resulta de gran importancia disponer de un muestreo inicial que sirva como referencia (*status quo*), para determinar qué formas han aparecido nuevas, cuáles son persistentes y cuáles han desaparecido.

En el caso del inventario de campo, el muestreo de referencia fue el realizado por Verschaeren (2018) en diciembre de 2018, para medir el volumen movilizado neto entre diciembre de 2018 y septiembre de 2019 (período 2). En cambio, con el uso de información espacial se emplearon dos muestreos de referencia: i) el realizado en noviembre de 2018, para medir el volumen movilizado neto entre ese mismo momento y diciembre de 2018 (período 1); y ii) el realizado en diciembre de 2018, para medir el volumen movilizado neto entre diciembre de 2018 y septiembre de 2019 (período 2).

Para el cálculo del volumen movilizado neto de las formas de erosión identificadas, se empleó la siguiente ecuación:

$$\Delta V_{t_{i-1} \rightarrow t_i} (\text{m}^3) = V_{N_{t_i}} + V_{P_{t_i}} - V_{P_{t_{i-1}}} \quad (3.13)$$

dado que:

$$V_{T_{t_i}} = V_{N_{t_i}} + V_{P_{t_i}} \quad (3.14)$$

sustituyendo (3.14) en (3.13):

$$\Delta V_{t_{i-1} \rightarrow t_i} (\text{m}^3) = V_{T_{t_i}} - V_{P_{t_{i-1}}} \quad (3.15)$$

donde:

$\Delta V_{t_{i-1} \rightarrow t_i}$: volumen neto movilizado durante el período $t_{i-1} \rightarrow t_i$ (m^3).

$V_{N_{t_i}}$: volumen total estimado de las nuevas formas identificadas en el momento t_i (m^3).

$V_{P_{t_i}}$: volumen total estimado de las formas persistentes identificadas momento t_i (m^3).

$V_{P_{t_{i-1}}}$: volumen total estimado de las formas persistentes en el momento t_{i-1} (m^3).

$V_{T_{t_i}}$: volumen total estimado en el muestreo realizado en el momento t_i (m^3).

Dada la alta erodibilidad del material y la metodología del muestreo, que se centró en las formas activas, se asumió que la colmatación total (desaparición de las formas) fue insignificante y que, en caso de ocurrir, su volumen se compensó dentro de la variación de volumen neta.

Por último, y al igual que se especificó en el anterior apartado, para el caso de los datos de volumetría obtenidos con información espacial, los valores de $\Delta V_{t_{i-1} \rightarrow t_i}$ deben llevar asociados un error de estimación. Esta medida de incertidumbre se calcula mediante la propagación del error, aplicando la RSS a las incertidumbres de los volúmenes en cada muestreo (t_i y t_{i-1}):

$$\sigma_{\Delta V_{j \ t_{i-1} \rightarrow t_i}} = \sqrt{(\sigma_{V-j \ t_i})^2 + (\sigma_{V-j \ t_{i-1}})^2} \quad (3.16)$$

donde:

$\sigma_{\Delta V_{j \ t_{i-1} \rightarrow t_i}}$: error volumétrico asociado a la diferencia de volúmenes existente de la forma de erosión individual j medida en el período $t_{i-1} \rightarrow t_i$ (m^3).

$\sigma_{V-j \ t_i}$: error volumétrico asociado a la medición del volumen de la forma de erosión individual j en el momento t_i (m^3).

$\sigma_{V-j \ t_{i-1}}$: error volumétrico asociado a la medición del volumen de la forma de erosión individual j en el momento t_{i-1} (m^3).

La Ecuación 3.16 sólo se aplicó en aquellas formas que cumplieron el criterio establecido en la Ecuación 3.11 en dos muestreos sucesivos: noviembre y diciembre de 2018 (Período 1) o diciembre de 2018 y septiembre de 2018 (Período 2).

3.1.2. Muestreo de densidad aparente y estimación de tasas de erosión

La toma de muestras no alteradas para calcular la densidad aparente del suelo, o material geológico, según la profundidad, se realizó con cilindros de acero de aproximadamente 100 cm^3 . En total se tomaron 45 muestras a diferente profundidad (0, 45, 90 y 135 cm) y en diferentes cárcavas presentes en la zona de estudio.

Posteriormente, todas las muestras fueron almacenadas en bandejas de aluminio e introducidas en una estufa a 105°C durante 24 horas, para eliminar el agua. Una vez secadas, se pesaron y se dividió el peso de cada muestra por el volumen del cilindro, para obtener la densidad aparente en g cm^{-3} (equivalente a t m^{-3}).

La masa movilizada se calculó multiplicando el volumen estimado a través del método de inventario de campo (sólo para los datos recogidos durante el inventario de septiembre de 2019) (apartado 2.1.1), o del estimado por medio de la información espacial (apartado 2.1.2), por la densidad aparente promedio correspondiente según las muestras estratificadas tomadas. Para conocer la tasa de erosión, la masa calculada fue dividida por la superficie muestreada: 2,62 ha para el caso del inventario de campo y 12,9 ha para el uso de información espacial.

La dimensión temporal de estas tasas se incluyó teniendo en cuenta el tiempo transcurrido entre inventarios o vuelos. Entre el primer y segundo inventario o vuelo (período 1) transcurrió un mes (noviembre de 2018 hasta diciembre de 2018), mientras que entre el segundo y el tercero (período 2) transcurrieron 9 meses (diciembre de 2018 hasta septiembre de 2019).

De modo que los cálculos arriba mencionados quedan reflejados en la siguiente ecuación:

$$\text{Tasa de erosión } (t \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}) = \frac{\Delta V_{t_{i-1} \rightarrow t_i} \cdot \bar{\text{DA}}}{S} \cdot F_t \quad (3.17)$$

donde:

$\Delta V_{t_{i-1} \rightarrow t_i}$: volumen neto movilizado durante el período $t_{i-1} \rightarrow t_i$ (m^3).

$\bar{\text{DA}}$: densidad aparente promedio ($1,24 \text{ t m}^{-3}$).

S : superficie muestreada (2,62 ha con inventario de campo y 12,9 ha con información espacial).

F_t : factor de corrección temporal (12 para el período 1 y 1,33 para el período 2).

3.1.3. Análisis estadístico

El análisis descriptivo e inferencial de los datos se llevó a cabo con el lenguaje de programación R (R Core Team, 2022a) a través de RStudio (RStudio Team, 2022b). Se determinó si las asunciones de normalidad y homocedasticidad de los residuos de los modelos se cumplían. Dado que no se cumplieron estos supuestos, se emplearon test no paramétricos. Concretamente se utilizó el test de Kruskal-Wallis y el test de Dunn de comparaciones múltiples con un nivel de significación del 10 % (priorizando la reducción del riesgo de cometer un error de Tipo II), para conocer si existieron diferencias significativas entre formas erosivas y entre periodos de muestreo. Complementariamente, se calculó el tamaño del efecto como la diferencia de las medianas. Este cálculo se llevó a cabo mediante *bootstrap* con el paquete *boot* (Canty & Ripley, 2020), usando 2000 replicaciones. También se calculó el intervalo de confianza al 95 % (95 % CI) de la mediana de las diferencias de las medianas, a través de *Bias Corrected Accelerated* (BCa) bootstrap.

El software mencionado también se usó para calcular algunos estadísticos descriptivos relativos a la densidad aparente y los pertenecientes a la variación porcentual del volumen estimado por inventario de campo respecto al estimado con información espacial. Estos estadísticos fueron: media, coeficiente de variación (CV), mediana, rango intercuartílico (RIQ), rango, asimetría, curtosis y tamaño de muestra (n). Además, se emplearon los siguientes paquetes de R: el paquete *dplyr* (Wickham et al., 2021), para facilitar el filtrado y la organización de los datos; los paquetes *ggplot2* (Wickham, 2016), *colorspace* (Zeileis et al., 2020) y *ggdist* (Kay, 2022) para elaborar los gráficos con los datos filtrados y organizados; el paquete *moments* (Komsta & Novomestky, 2015), para calcular la asimetría y la curtosis de los datos.

3.2. Resultados

3.2.1. Características de la precipitación

La precipitación total acumulada a lo largo de los tres inventarios de campo realizados ascendió a 779,60 mm. Asimismo, se observó que más del 50 % de este volumen se registró durante el período 2, es decir, entre diciembre de 2018 y septiembre de 2019 (Tabla 3.1). Este período más húmedo se caracterizó por presentar precipitaciones más intensas, como consecuencia de los fenómenos de Gota Fría que se dieron en abril y septiembre de 2019. De estos fenómenos extremos, merece especial atención el que se dio en septiembre (12–14 Septiembre), ya que se registraron 320 mm en tres días (lo que supone más del 50 % de la lluvia caída entre noviembre de 2018 y septiembre de 2019) y una precipitación máxima en 1 hora de casi 100 mm h⁻¹ (Tabla 3.1).

Tabla 3.1: Datos pluviométricos de los periodos comprendidos entre los diferentes inventarios realizados

	Precipitación total (mm)	Precipitación máxima diaria (mm)	Precipitación máxima en 30 minutos (mm h ⁻¹)	Precipitación máxima en 1 hora (mm h ⁻¹)	Tiempo trans- currido (meses)
Período 1 (Nov 18– Dic 18)	92,80	35	24,80	15,80	1
Período 2 (Dic 18– Sept 19)	594	186,50	130,40	92,80	9

3.2.2. Formas y procesos de erosión identificados

Inventario de campo

En los dos primeros inventarios (noviembre y diciembre de 2018), realizados por Verschieren (2018), se identificaron diversas formas de erosión que aparecen descritas en Stocking y Murnaghan (2003): regueros, cárcavas, pedestales, exposición de raíces y acumulación de sedimentos en obstáculos (Figura 3.11).

Los regueros identificados en el último inventario (septiembre de 2019) se encontraron principalmente en las terrazas de cultivo, mientras que las cárcavas

aparecieron mayoritariamente en los límites entre terrazas (Figura 3.12). No obstante, esta última forma también apareció, pero con mucha menos frecuencia, en las zonas de cultivo de las terrazas. Éstas reciben el nombre de cárcavas efímeras, y se caracterizaron por ser más pequeñas que las generadas en los bordes, de mayor longitud y poder ser “eliminadas” por la acción del laboreo. Además, sus incisiones son, morfológicamente hablando, muy similares a la de los regueros (Di Stefano et al., 2013).

No obstante, se identificaron adicionalmente dos formas de erosión que no aparecen descritas en Stocking y Murnaghan (2003): movimientos en masa y una forma de erosión que hemos denominado «mixta».

Movimiento en masa A lo largo de los años han surgido diferentes formas de definir un movimiento en masa (Vargas Cuervo, 2000). Según Aristizábal et al. (2010), la definición más sencilla y aceptada de movimiento en masa fue establecida por Cruden (1991), quien lo definió como «el movimiento de una masa de roca, escombros o tierra a lo largo de una ladera». Los movimientos en masa identificados en la zona de estudio aparecieron en los bordes de las terrazas (Figura 13).

Esta forma se caracterizó por presentar cavidades, más o menos amplias, junto con una acusada pendiente en la parte donde se desprendió el suelo, así como una forma cóncava en planta (Figura 3.13 d y e) (Arnáez et al., 2017). Además, en algunas ocasiones fue posible encontrar el suelo o material movilizado a los pies de estas formas, a menos que haya sido retirado por mecanismos naturales (erosión hídrica) o por acción humana (laboreo).

Para estimar el volumen de suelo erosionado por esta forma (V_{MM}), se cubrió el espacio que, según la topografía de la zona afectada, estaba ocupado por el suelo o material desplazado:

$$V_{MM}(m^3) = \sum_{i=1}^n (A_i \cdot P_i \cdot L_i) \cdot 10^{-6} \text{ (sección rectangular)} \quad (3.18)$$

donde:

A_i = anchura de la división i (cm)

P_i = profundidad de la división i (cm)

L_i = longitud de la división i (cm)

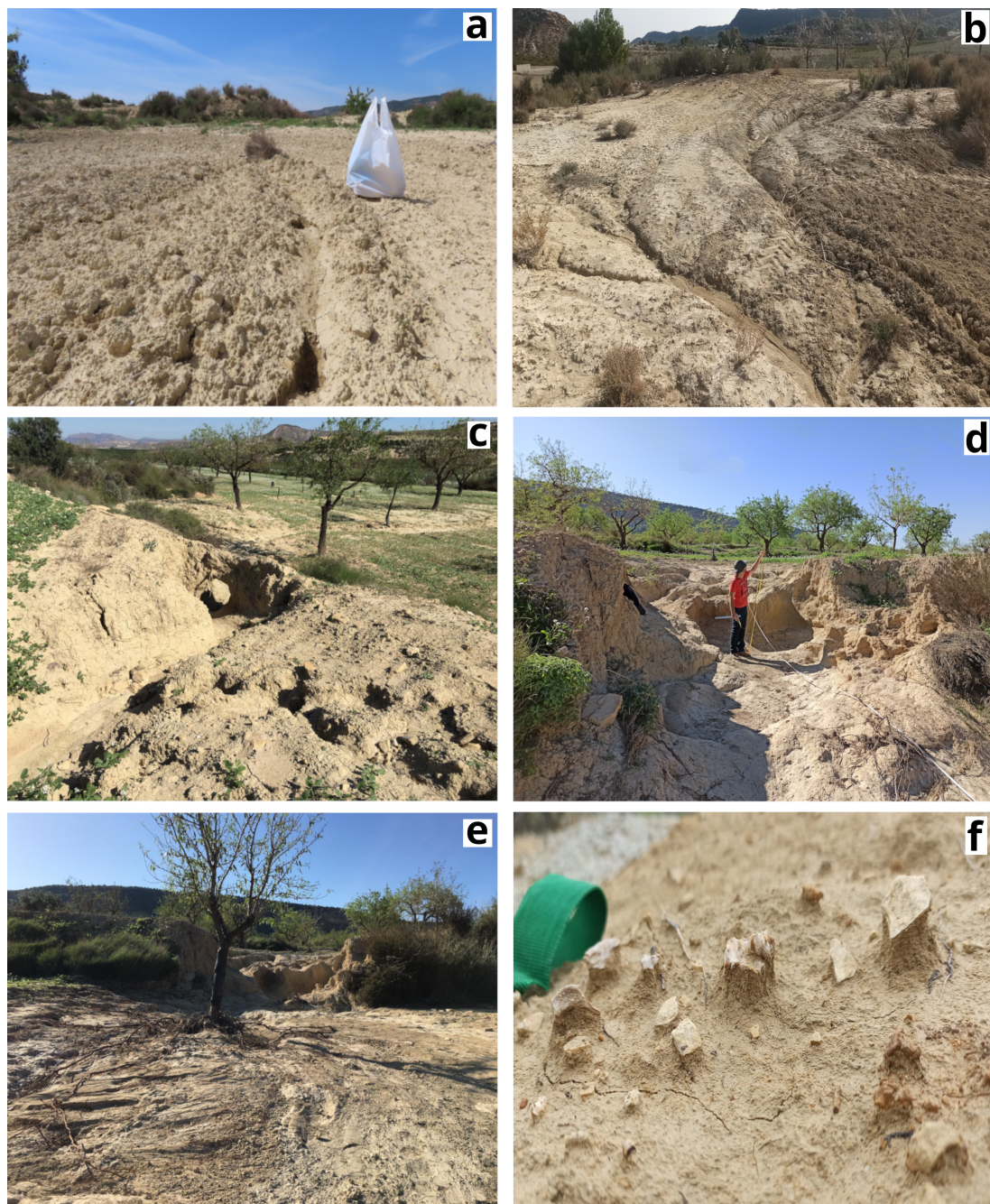


Figura 3.11: Fotografías de regueros (a y b), cárcavas (c y d), raíces expuestas (e) y pedestales (f) tomadas durante los inventarios de campo

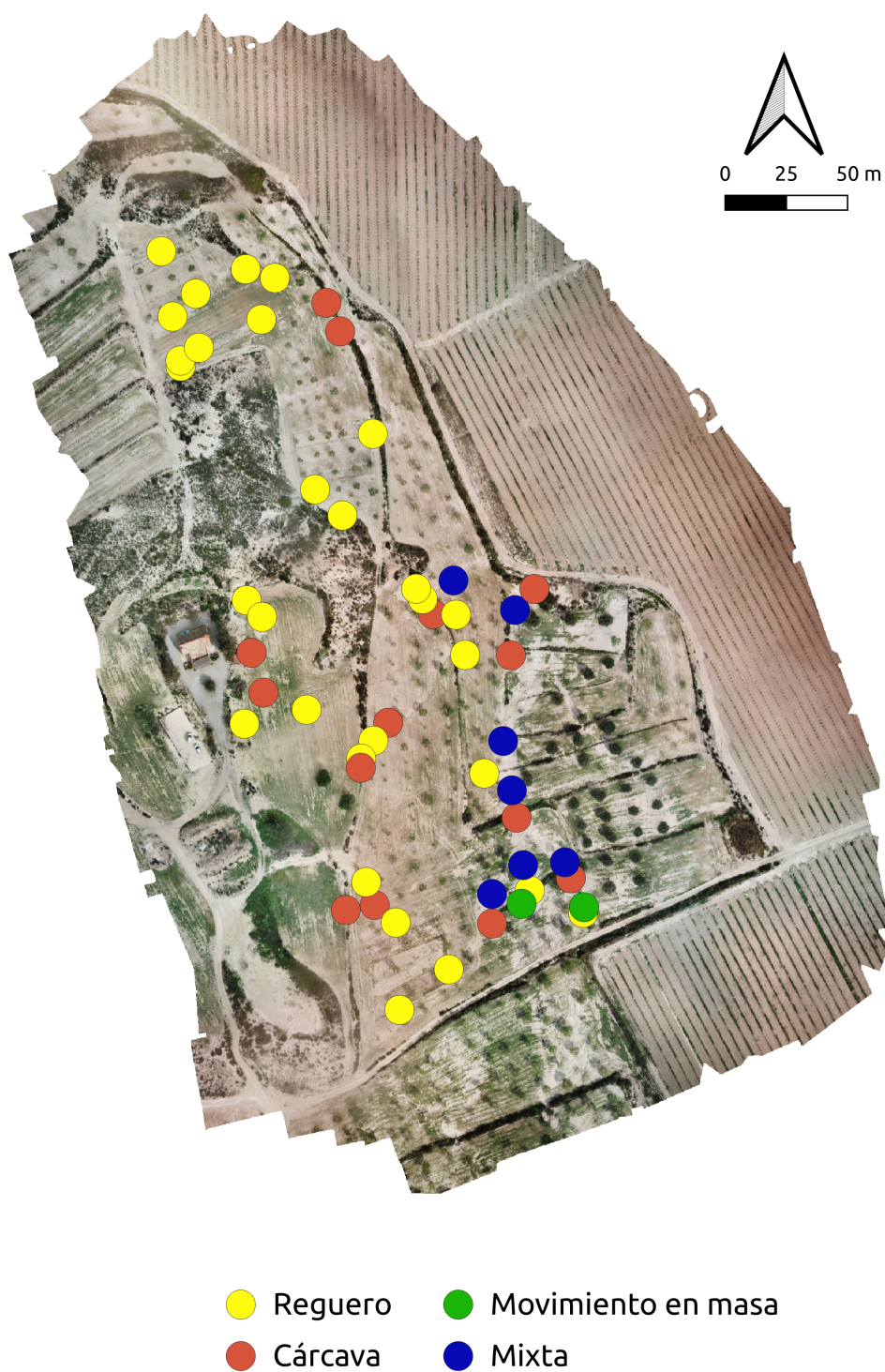


Figura 3.12: Localización de las formas erosivas identificadas a través del inventario de campo realizado en septiembre de 2019

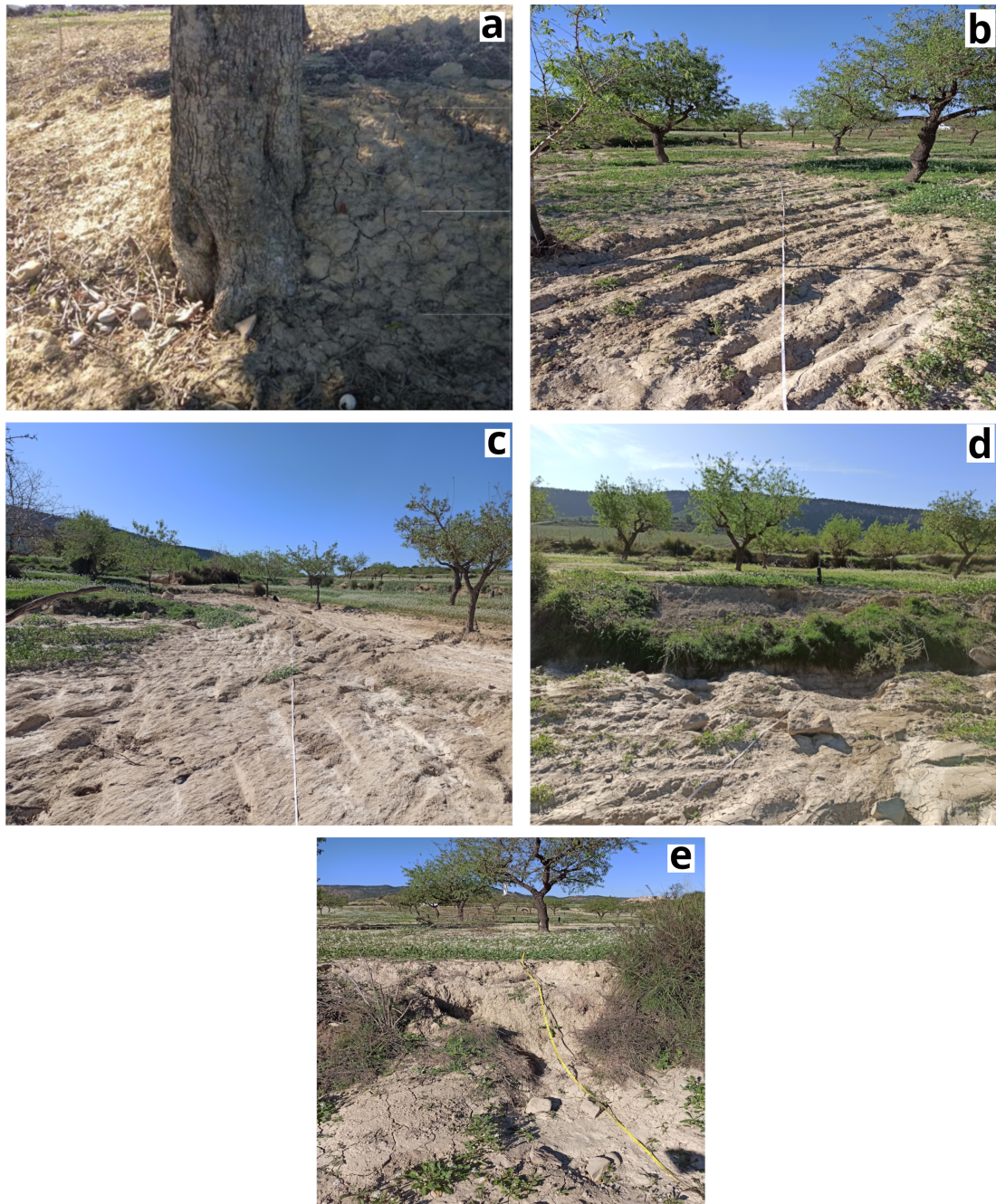


Figura 3.13: Fotografías de acumulación frente a obstáculos (a), erosión mixta (b y c), y movimientos en masa (d y e) tomadas durante los inventarios de campo

Forma mixta Esta forma de erosión se identificó en campo como franjas anchas de terreno totalmente desprovistos de vegetación. Estas franjas, que contrastaban con la cubierta vegetal uniforme de las zonas no afectadas, se presentaban conectadas longitudinalmente entre terrazas, y frecuentemente, aparecían a los pies de las cárcavas (Figura 3.13).

Morfológicamente, la forma mixta se caracterizaba por su sección transversal sinuosa o senoidal, la cual era a menudo acentuada por la presencia de regueros incipientes en el lecho de la franja (Figura 3.13 b y c). La profundidad de la erosión era considerable (4–5 cm de suelo), afectando superficies de varios metros cuadrados.

Hemos denominado esta forma mixta porque su morfología sugiere una combinación de erosión concentrada y erosión laminar. Esta combinación se evidencia en que la erosión aparece concentrada inicialmente como canales anchos y poco profundos y, al encontrar una rotura de pendiente, se abre y se extiende uniformemente, afectando una superficie considerablemente mayor.

La medición de estas formas, al igual que el resto, se llevó a cabo cubicándolas. Para ello se tuvo en cuenta el rebajamiento del terreno o profundidad, la anchura y la longitud de la forma. La ecuación para estimar el volumen es la misma que la ecuación 3.18.

La Tabla 3.2 refleja las diferentes formas de erosión identificadas a lo largo de los tres últimos inventarios de campo, la cantidad, los procesos que han dado lugar a las mismas y el tipo de conectividad espacial que representan.

Uso de información espacial

A través del uso de información espacial también se identificaron movimientos en masa y forma mixta. La primera se pudo distinguir por el desplazamiento de la línea de vegetación presente en los límites de las terrazas, así como la presencia de una franja mucho más clara en los márgenes de la terraza; consecuencia del afloramiento del material subyacente al desplazarse por gravedad el material que lo cubría (Figura 3.14).

Por otro lado, la forma de erosión mixta se caracterizó por presentar una amplia superficie pálida, prácticamente desprovista de vegetación y que, en algunos

casos, presentaba unos patrones a modo de incisiones en el terreno que recuerdan a los del laboreo (Figura 3.15)

Las Figuras 3.16, 3.17 y 3.18 representan las ortofotos obtenidas tras los tres vuelos, así como las formas de erosión identificadas a través de este método. Se puede observar que la distribución espacial de estas formas de erosión fue muy similar a la distribución observada con inventario de campo (Figura 3.12). Los regueros y la forma mixta se identificaron principalmente en las terrazas. Por su parte, las cárcavas y los movimientos en masa se localizaron en los bordes de éstas.

Tabla 3.2: Número total de formas de erosión y principales procesos de erosión identificados a través de los tres inventarios de campo realizados.

Forma de erosión	Fotografía	Proceso erosivo	Conectividad	n
Reguero	Figura 3.11 a y b	Erosión concentrada en regueros	Conectividad longitudinal dentro de la terraza	80
Cárcava	Figura 3.11 c y d	Erosión concentrada en cárcavas y regueros	Conectividad longitudinal entre terrazas	32
Exposición de raíces	Figura 3.11 e	Erosión difusa, concentrada y mixta	Conectividad longitudinal dentro y entre terrazas	1
Pedestales de erosión	Figura 3.11 f	Erosión por salpicadura	Conectividad longitudinal dentro de la terraza	3
Acumulación frente a obstáculos	Figura 3.13 a	—	Desconectividad dentro de la terraza	3
Movimiento en masa	Figura 3.13 b y c	Erosión por laboreo y por socavación	Conectividad longitudinal entre terrazas	2
Forma mixta	Figura 3.13 d y e	Erosión difusa y concentrada en regueros	Conectividad longitudinal dentro y entre terrazas	7

n: Tamaño de muestra.



Figura 3.14: Detalle de movimientos en masa identificados a través de información espacial. Las flechas señalan la presencia del material acumulado como consecuencia de los movimientos en masa



Figura 3.15: Detalle de la forma de erosión mixta identificada a través de información espacial. Las líneas negras delimitan la extensión de las formas de erosión mixta.



Figura 3.16: Localización de las formas de erosión identificadas con la ortofoto de noviembre de 2018



Figura 3.17: Localización de las formas de erosión identificadas con la ortofoto de diciembre de 2018

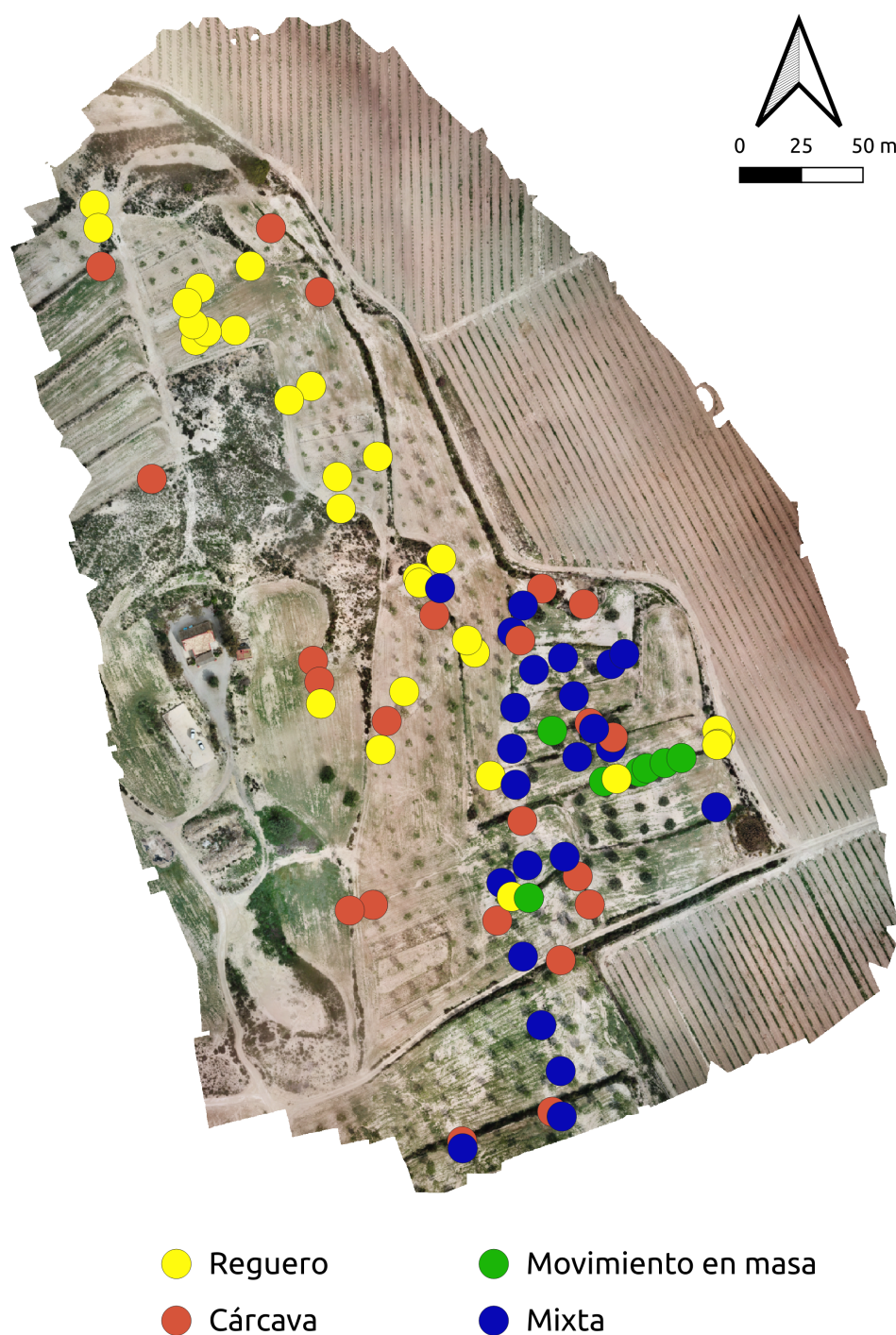


Figura 3.18: Localización de las formas de erosión identificadas con la ortofoto de septiembre de 2019

3.2.3. Densidad aparente

Un total de 45 muestras de densidad aparente fueron tomadas a diferentes profundidades (0 cm, 45 cm, 90 cm y 135 cm), aprovechando las incisiones de las cárcavas en el terreno. Sus valores promedio y mediano fueron similares, $1,24 \text{ t m}^{-3}$, con el 50 % de los datos concentrados en el intervalo $1,19\text{--}1,27 \text{ t m}^{-3}$. En relación a la distribución de estos datos generales, según la asimetría y la curtosis, ésta se caracterizó por presentar una ligera asimetría positiva y ser fuertemente escarpada (Tabla 3.3).

No se observaron diferencias significativas en la densidad aparente entre las diferentes profundidades de muestreo (Tabla 3.3). No obstante, la densidad aparente promedio y mediana fueron ligeramente superiores a profundidades de 45 y 135 cm, presentando además rangos intercuartílicos más amplios (Tabla 3.3). A diferencia del resto de profundidades, la densidad aparente en superficie (0 cm) mostró una ligera asimetría negativa (Tabla 3.3). Por otro lado, a la profundidad de 135 cm, la densidad aparente presentó una distribución más uniforme, mientras que en el resto este parámetro se concentró más en torno a la mediana.

Tabla 3.3: Estadísticos descriptivos calculados para la densidad aparente medida a cuatro profundidades diferentes.

Profundidad (cm)	Promedio (t m^{-3})	CV (%)	Mediana (t m^{-3})	RIQ (t m^{-3})	Rango (t m^{-3})	Asimetría	Curtosis	n
0	1,20	5,37	1,21	1,16–1,25	1,07–1,27	-0,69	2,35	11
45	1,28	8,86	1,26	1,20–1,36	1,13–1,54	0,84	2,85	14
90	1,22	5,98	1,19	1,18–1,25	1,09–1,37	0,26	2,27	13
135	1,30	6,45	1,27	1,22–1,33	1,18–1,40	0,24	1,74	7
Total	1,24	7,41	1,24	1,19–1,27	1,07–1,54	0,88	4,09	45

CV: Coeficiente de variación. RIQ: Rango intercuartílico. n: Tamaño de muestra.

3.2.4. Estimación de erosión

Inventario de campo

El inventario de campo realizado en septiembre de 2019 permitió identificar un total de 52 formas de erosión, las cuales fueron clasificadas como: regueros, cárcavas, movimientos en masa y forma mixta. De éstas, la forma que se identificó con más frecuencia fue el reguero, mientras que la menos frecuente fue el movimiento en masa (Tabla 3.4).

A nivel global, el volumen neto erosionado en el período 2 fue de 284,41 m³, equivalente a una tasa de erosión de 179,03 t ha⁻¹ año⁻¹ (Tabla 3.4).

Aunque se registró una alta presencia de regueros, estos contribuyeron solamente con un 14 % del volumen neto de material movilizado (Tabla 3.4). Por el contrario, las cárcavas y la forma mixta representaron la mayor proporción (> 80 %), resultando en tasas de erosión de 53,32 y 98,10 t ha⁻¹ año⁻¹, respectivamente (Tabla 3.4).

Durante el período 2, regueros y cárcavas fueron las únicas formas erosivas identificadas simultáneamente en ambos inventarios (diciembre de 2018 y septiembre de 2019), lo que permitió determinar la presencia de formas persistentes de ambos tipos. El análisis del volumen neto total movilizado en este lapso de tiempo puso de manifiesto una contribución significativa (> 50 %) de estas formas persistentes:

- Los regueros movilizaron un volumen total neto de 39,51 m³. De este total, el 56 % (22,03 m³) se atribuyó a los regueros persistentes.
- En cambio, una mayor proporción del volumen neto movilizado por cárcavas se correspondió con las formas persistentes. Específicamente, el 70 % (57,75 m³) del volumen total neto de cárcavas se asoció a las cárcavas persistentes.

Analizando individualmente cada una de las formas de erosión, en el período 1 el volumen mediano movilizado y la tasa mediana de erosión de las cárcavas fueron estadísticamente superior al de los regueros (Figuras 3.19 y 3.20). En concreto, el volumen mediano y la tasa mediana de las cárcavas ($0,28 \pm 0,35$ m³ y $1,59 \pm 2,01$ t ha⁻¹ año⁻¹, respectivamente) fueron 0,23 m³ (95 % CI: 0,06–0,84) y 1,33 t ha⁻¹ año⁻¹ (95 % CI: 0,12–4,73) superiores al de los regueros.

Tabla 3.4: Volumen neto de material movilizado y tasa de erosión estimada de cada forma de erosión para el período 2 a través del inventario de campo.

Forma	V_{T-Sept} (m ³)	n_{Sept}	V_{P-Dic} (m ³)	$\Delta V_{Dic \rightarrow Sept}$ (m ³)	Tasa de erosión (t ha ⁻¹ año ⁻¹)
Reguero	41,65	29	2,14	39,51	24,87
Cárcava	119,80	14	35,10	84,70	53,32
Movimiento en masa	4,35	2	–	4,35	2,74
Mixta	155,85	7	–	155,85	98,10
Total		52		284,41	179,03

V_{T-Sept} : Volumen total medido en septiembre de 2019. n_{Sept} : Tamaño de muestra del inventario de septiembre de 2019. V_{P-Dic} : Volumen medido de formas de erosión persistentes en diciembre de 2018. $\Delta V_{Dic \rightarrow Sept}$: Variación de volumen neta entre septiembre de 2019 y diciembre de 2018 (ver Ecuaciones 3.13 y 3.14).

Respecto al período 2, la forma que más volumen mediano y tasa de erosión mediana presentó fue la mixta, mientras que el reguero fue la que menos (Figuras 3.19 y 3.20). El volumen mediano y la tasa mediana de erosión de la forma mixta ($16,69 \pm 17,78$ m³ y $10,53 \pm 11,22$ t ha⁻¹ año⁻¹, respectivamente) fue $12,92$ m³ (95 % CI: 0,05–30,07) y $8,15$ t ha⁻¹ año⁻¹ (95 % CI: 0,48–19,19) superior a las cárcavas, y $15,46$ m³ (95 % CI: 4,44–31,62) y $9,88$ t ha⁻¹ año⁻¹ (95 % CI: 2,80–19,96) superior a los regueros. Por último, el volumen mediano movilizado y la tasa mediana de erosión de las cárcavas ($4,48 \pm 4,17$ m³ y $2,82 \pm 2,63$ t ha⁻¹ año⁻¹, respectivamente) fue $3,42$ m³ (95 % CI: 0,21–5,81) y $2,18$ t ha⁻¹ año⁻¹ (95 % CI: 0,12–3,71) mayor que los regueros.

Atendiendo a los datos de volumen movilizado de una misma forma para ambos periodos de tiempo, tanto regueros, como cárcavas, movilizaron un mayor volumen mediano en el período 2 (Figura 3.19): $0,97$ m³ (95 % CI: 0,49–1,67) más en regueros y $4,30$ m³ (95 % CI: 1,18–6,59) más en cárcavas. En cambio, para los datos de las tasas de erosión, sólo los regueros mostraron un ligero incremento de la tasa mediana de erosión en el período 2 (Figura 3.20): $0,41$ t ha⁻¹ año⁻¹ (95 % CI: 0,05–0,89) mayor en el período 2.

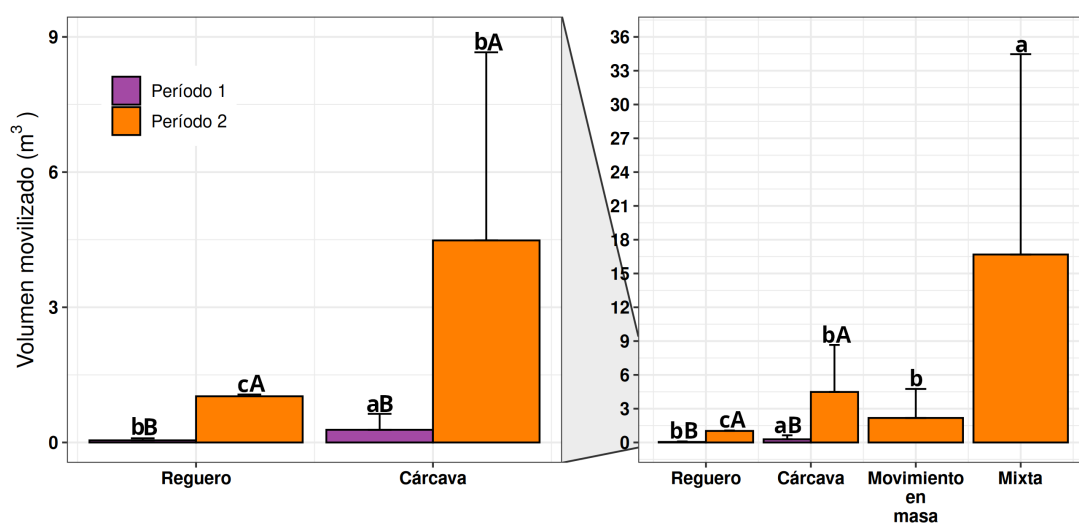


Figura 3.19: Mediana y desviación absoluta media del volumen erosionado para diferentes formas y periodos muestreados con inventario de campo. Letras minúsculas diferentes denotan diferencias significativas entre formas dentro de un mismo período. Letras mayúsculas diferentes denotan diferencias significativas entre periodos para una misma forma

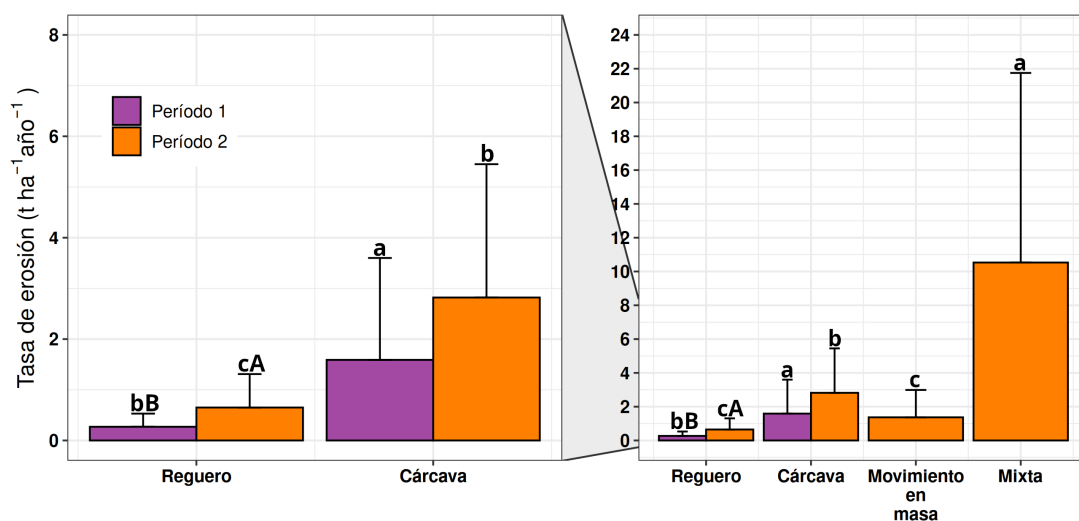


Figura 3.20: Mediana y desviación absoluta media de la tasa de erosión para diferentes formas y periodos muestreados con inventario de campo. Letras minúsculas diferentes denotan diferencias significativas entre formas dentro de un mismo período. Letras mayúsculas diferentes denotan diferencias significativas entre periodos para una misma forma

Uso de información espacial

El uso de información espacial obtenida a través de los tres vuelos permitió identificar cuatro formas de erosión diferentes: regueros, cárcavas, movimiento en masa y mixta. De éstas, sólo las dos primeras se identificaron en todos los vuelos, mientras que el resto sólo fueron detectadas en el último (septiembre de 2019) (Tabla 3.5).

El número total de formas registradas aumentó a lo largo de los diferentes vuelos, siendo esta variación especialmente patente del primero al segundo. Desafortunadamente, atendiendo al error de medición, el 100 % de los regueros identificados en estos dos últimos vuelos (noviembre y diciembre de 2018) presentaron un error muy alto, no superando el criterio de significatividad correspondiente (Tabla 3.5). En cambio, sí existieron mediciones volumétricas en cárcavas que cumplieron dicho criterio: dos en el vuelo de noviembre y una en el de diciembre de 2018 (Tabla 3.5). No obstante, para ambos vuelos el número de cárcavas que no superaron el criterio de significatividad estadística fue notablemente alto: 85 % en noviembre y 95 % en diciembre de 2018.

Respecto al tercer vuelo, todos los tipos de formas de erosión concentrada mostraron mediciones volumétricas estadísticamente significativas ($V_m > |V_{crit}|$). Sin embargo, la contribución de cada categoría fue variable: las cárcavas presentaron el mayor número de formas significativas (16), mientras que los regueros mostraron la menor contribución (4) (Tabla 3.5).

Teniendo en cuenta el criterio de significatividad estadística, en el período 1 sólo se identificó una cárcava que lo cumplió y, además, fue persistente (identificada simultáneamente en noviembre y diciembre de 2018). Esto implicó que el cálculo del volumen erosionado neto en este lapso de tiempo sólo se pudiese hacer con esta cárcava. Sin embargo, la variación de volumen neta de esta forma en este período ($6,80 \text{ m}^3$) fue inferior su error volumétrico ($15,15 \text{ m}^3$; calculado con la Ecuación 3.16). Por otro lado, en el período 2 no hubo formas persistentes con mediciones volumétricas que cumplieran el criterio de significatividad estadística. Todo ello implica que: i) no se haya elaborado una Tabla como la 3.4 para el período 1; y ii) que en la Tabla 3.6 no aparezca una columna con el término $\Delta V_{Dic \rightarrow Sept}$ que sí se muestra en la Tabla 3.4.

A nivel global, el volumen neto de material erosionado en el período 2 fue de $642,18 \pm 95,08 \text{ m}^3$, equivalente a una tasa de erosión de $82,10 \pm 12,16 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Las cárcavas y la forma mixta contribuyeron a más del 90 % del volumen neto

erosionado en dicho período, resultando en tasas de erosión de $41,30 \pm 5,03$ y $37,42 \pm 11,03$ t ha⁻¹ año⁻¹, respectivamente (Tabla 3.6).

Tabla 3.5: Número de formas de erosión identificadas con información espacial que superaron o no el criterio de significatividad estadística establecido en la Ecuación (3.11).

Vuelo	Forma	$V_m > V_{crit} $	$V_m \leq V_{crit} $	Total
Noviembre de 2018	Reguero	0	3	3
	Cárcava	2	11	13
Diciembre de 2018	Reguero	0	48	48
	Cárcava	1	18	19
Septiembre de 2019	Reguero	4	24	28
	Cárcava	16	6	22
	Movimiento en masa	5	2	7
	Mixta	6	17	23
Total		34	129	163

V_{crit} : Volumen crítico para medición significativa. V_m : Volumen medido de material erosionado.

Tabla 3.6: Volumen neto de material movilizado y tasa de erosión estimada de cada forma de erosión para el período 2 a través de información espacial.

Forma	$V_{T-Sept} \pm \sigma_{V_T}$ (m ³)	n_{Sept}	Tasa de erosión (t ha ⁻¹ año ⁻¹)
Reguero	$11,04 \pm 1,18$	4	$1,41 \pm 0,15$
Cárcava	$323,06 \pm 39,35$	16	$41,30 \pm 5,03$
Movimiento en masa	$15,35 \pm 6,78$	5	$1,96 \pm 0,87$
Mixta	$292,72 \pm 86,29$	6	$37,42 \pm 11,03$
Total	$642,18 \pm 95,08$	31	$82,10 \pm 12,16$

V_{T-Sept} : Volumen total medido en septiembre de 2019. n_{Sept} : Tamaño de muestra del inventario de septiembre de 2019. σ_{V_T} : Error volumétrico asociado a la agregación de volúmenes totales o por forma de erosión.

Atendiendo a la caracterización individual de las diferentes formas de erosión del segundo período, las cárcavas y la forma mixta presentaron valores medianos de volumen movilizado y tasa de erosión estadísticamente similares entre sí, pero diferentes respecto a regueros y movimientos en masa (Figuras 3.21 y 3.22).

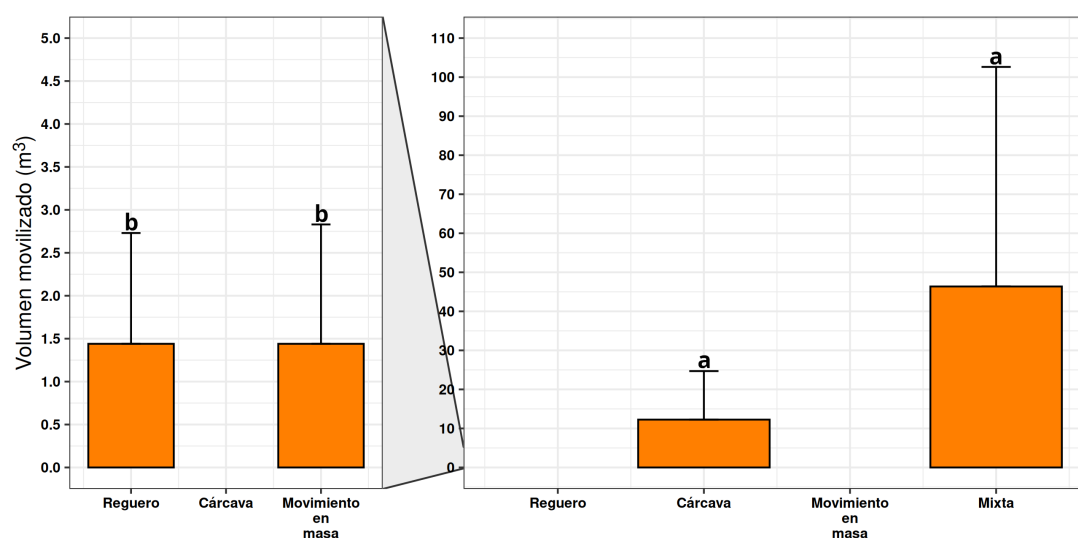


Figura 3.21: Mediana y desviación absoluta media del volumen erosionado para diferentes formas en el período 2 con información espacial. Letras minúsculas diferentes denotan diferencias significativas entre formas dentro de un mismo período.

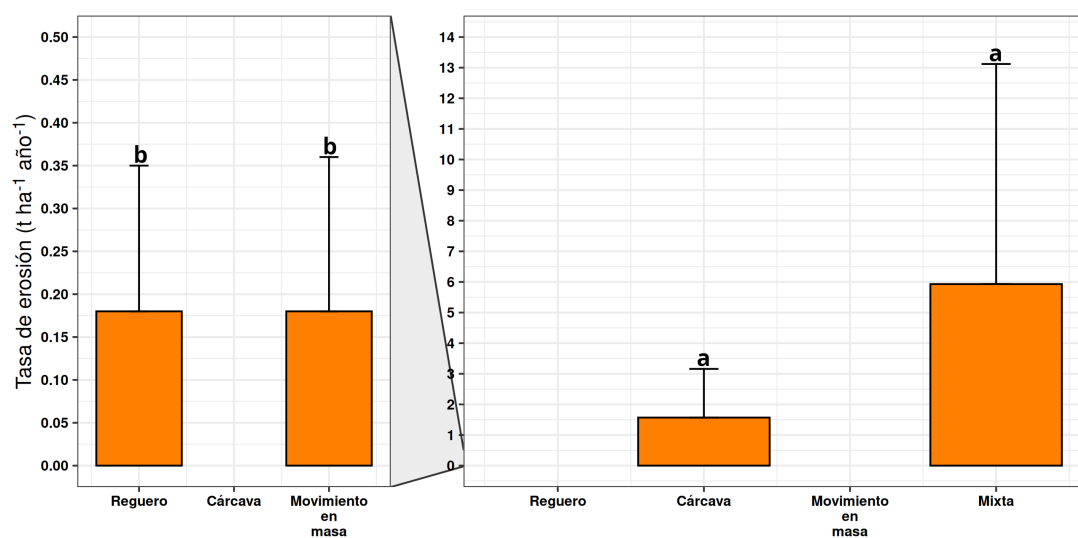


Figura 3.22: Mediana y desviación absoluta media de la tasa de erosión para diferentes formas en el período 2 con información espacial. Letras minúsculas diferentes denotan diferencias significativas entre formas dentro de un mismo período.

El volumen mediano movilizado y la tasa mediana de erosión de la forma mixta ($46,37 \pm 56,25 \text{ m}^3$ y $5,93 \pm 7,19 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, respectivamente) fueron $44,05 \text{ m}^3$ (95 % CI: 6,97–94,08) y $5,63 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (95 % CI: 0,89–11,63) superiores al de

los regueros, y $44,92 \text{ m}^3$ (95 % CI: 6,99–87,89) y $5,74 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (95 % CI: 0,89–11,24) superiores al de los movimientos en masa. Por último, el volumen mediano movilizado y la tasa mediana de erosión de las cárcavas ($12,26 \pm 12,43 \text{ m}^3$ y $1,57 \pm 1,59 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, respectivamente) fueron $11,18 \text{ m}^3$ (95 % CI: 4,55–21,46) y $1,38 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (95 % CI: 0,58–2,74) mayores que los de los regueros, y $10,78 \text{ m}^3$ (95 % CI: 2,76–21,43) y $1,38 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (95 % CI: 0,41–2,69) superiores al de los movimientos en masa.

3.2.5. Comparación entre metodologías

Como resultado de aplicar el criterio de significatividad estadística de la Ecuación 3.11, el análisis comparativo de metodologías sólo se pudo llevar a cabo con los datos procedentes del muestreo/vuelo de septiembre de 2019.

En términos generales, las estimaciones de volumen movilizado a través de inventario de campo fueron inferiores a las obtenidas mediante información espacial (Figura 3.23), con una diferencia porcentual mediana que osciló entre el 25 y el 45 % (Tabla 3.7).

Tabla 3.7: Estadísticos descriptivos de la diferencia porcentual entre el volumen movilizado estimado por inventario de campo y por información espacial.

Forma de erosión	Promedio (%)	CV (%)	Mediana (%)	RIQ (%)	Rango (%)	Asimetría	Curtosis	n
Cárcava	-6,36	-20,72	-42,39	-83,93– -10,13	-93,20– 279,20	1,70	4,38	7
Movimiento en masa	-25,25	–	-25,25	–	–	–	–	1
Mixta	-44,46	–	-44,46	–	–	–	–	1

CV: Coeficiente de variación. RIQ: Rango intercuartílico. n: Tamaño de muestra.

De todas las formas identificadas, el reguero fue la única que no se identificó simultáneamente mediante ambos métodos. Respecto a los movimientos en masa y la forma mixta, únicamente una forma de cada categoría pudo ser identificada con los dos métodos la vez. Esta situación fue muy diferente para las cárcavas, de las cuales se identificaron siete de manera simultánea (Tabla 3.7), cuyo RIQ y rango total de la diferencia porcentual fue muy amplio, indicando una gran variabilidad en los resultados.

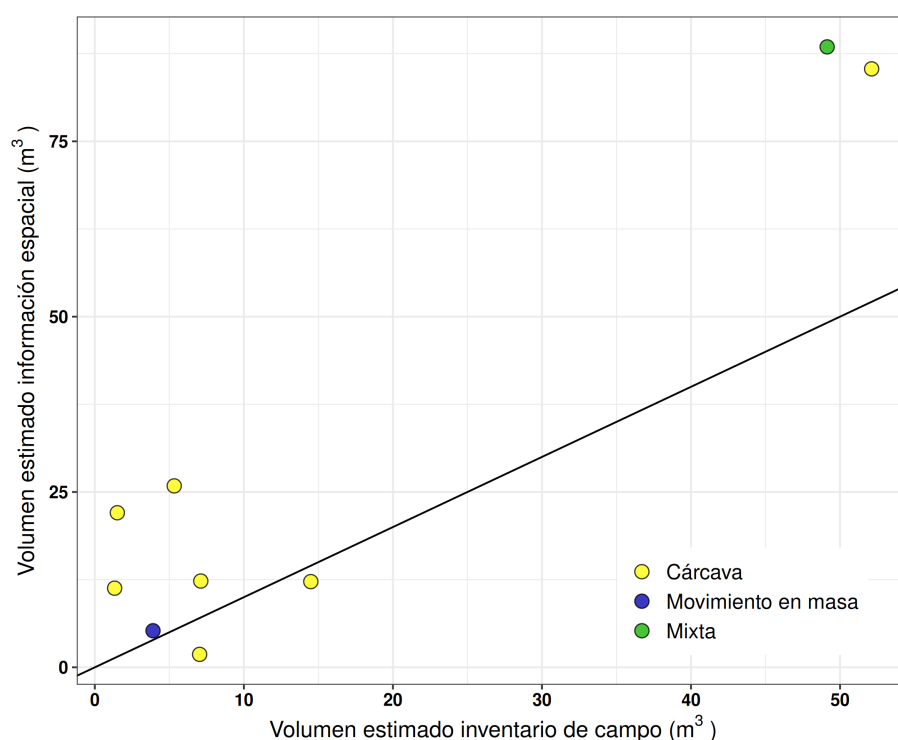


Figura 3.23: Comparativa del volumen de material movilizado estimado por cárcavas, movimientos en masa y forma mixta a través de inventario de campo y de información espacial en septiembre de 2019. La recta dibujada es una recta de pendiente 1 y ordenada en el origen 0.

La Tabla 3.8 recoge información sobre el número de formas de erosión identificadas en campo y que también fueron identificadas con ayuda de la información espacial. A excepción de la forma de erosión mixta, se identificaron menos formas de erosión a través de información espacial que por medio del inventario de campo (Tabla 3.8). En este sentido, esta diferencia fue más importante en el caso de los regueros, cuyo porcentaje de coincidencia en ambos métodos osciló entre el 3 y el 55 %. Mientras que en cárcavas se obtuvieron unos porcentajes de coincidencia claramente más altos, oscilando entre el 75 y el 92 % (Tabla 3.8).

La proporción de regueros y cárcavas identificadas simultáneamente por ambos métodos aumentó significativamente a lo largo de los diferentes inventarios. Este crecimiento fue especialmente evidente en el caso de los regueros, cuyo porcentaje de coincidencia en noviembre de 18 fue del 3,33 %, mientras que en septiembre de 2019 alcanzó el 55,17 % (Tabla 3.8).

Tabla 3.8: Número de formas erosivas identificadas en campo e identificadas a través de información espacial

Fecha de muestreo	Formas de erosión	Núm. de formas identificadas con inventario de campo	Núm. de formas identificadas con ambos métodos	Porcentaje de coincidencia (%)
Noviembre 2018	Reguero	30	1	3,33
	Cárcava	8	6	75,00
Diciembre 2018	Reguero	22	7	31,82
	Cárcava	10	8	80,00
Septiembre 2019	Reguero	29	17	58,62
	Cárcava	14	13	92,86
	Mixta	7	7	100,00
	Movimiento en masa	2	1	50,00

3.3. Discusión

3.3.1. Formas de erosión identificadas a través de ambos métodos

El inventario de campo y el uso de información espacial pusieron de manifiesto la presencia de regueros, cárcavas, movimientos en masa y de la forma mixta en la zona de estudio (Figuras 3.12, 3.16, 3.17 y 3.18).

La distribución espacial de estas formas mostró un patrón similar en ambos métodos y que, para el caso de regueros y cárcavas, se asemejó al observado por Verschaeren (2018) y Koning (2018). Los regueros aparecieron principalmente dentro de las terrazas de cultivo (Figuras 3.12, 3.16, 3.17 y 3.18), muy posiblemente como consecuencia de las características típicas de los suelos agrícolas del sureste peninsular: bajo contenido en materia orgánica, escasa cobertura vegetal y reducida estabilidad de agregados (Calvo-Cases et al., 2011; García-Ruiz, 2010; Marin Sanleandro et al., 2007; Robledano-Aymerich et al., 2014; Singer & Le Bissonnais, 1998). Esto, en conjunción con los altos niveles de sodio observados (Tabla 2.3 del Capítulo 2), la alta tendencia de estos suelos a formar costras edáficas (estructurales y deposicionales) (Singer & Le Bissonnais, 1998; Singer

& Shainberg, 2004), y las bajas tasas de infiltración observadas en estos suelos ($4,98 \pm 0,91 \text{ mm h}^{-1}$; Boix-Fayos et al. (2022)) y por otros autores en suelos similares (Cerdà, 1999; Marin Sanleandro et al., 2007; Martínez-Hernández et al., 2017; Robledano-Aymerich et al., 2014), hace que sean muy proclives a la erosión, ya que, en estas circunstancias, ésta se caracteriza por estar limitada por el transporte (Martínez-Mena et al., 2020; Singer & Shainberg, 2004).

No obstante, el factor antrópico también ha de ser considerado para poder explicar la alta presencia de regueros en las terrazas de cultivo. El laboreo provoca la modificación del microrrelieve de la superficie del suelo, aumentando su rugosidad, y promoviendo la transformación de la precipitación en infiltración y almacenamiento en las depresiones generadas por los aperos (Abrisqueta et al., 2007; Tang et al., 2022; Usón & Poch, 2000; Zhao et al., 2018). Ahora bien, el suelo queda desprotegido frente al impacto de las gotas de lluvia, pudiendo favorecer la formación de costras edáficas (Le Bissonnais, 2016; Usón & Poch, 2000; Wu et al., 2016; Yeom & Sjoblom, 2016), el subsiguiente aumento de la escorrentía (Le Bissonnais, 2016; Peñuela et al., 2016; Singer & Le Bissonnais, 1998; Singer & Shainberg, 2004; Wu et al., 2016) y, por otro lado, el aplanamiento de los caballones formados por el laboreo (Jeřábek et al., 2022; Le Bissonnais, 2016).

La presencia de terrazas grandes en la zona de estudio, que favorecen la acumulación de escorrentía (Zhang & Xie, 2019), junto con el papel de las depresiones generadas por el laboreo en la concentración adicional de flujo superficial (Stocking & Murnaghan, 2003; Tang et al., 2022), también podría explicar la correlación espacial observada para los regueros. Por tanto, es posible que el incremento de la infiltración como resultado del laboreo sea muy efímero e inapreciable y que, realmente, en estos suelos se obtenga un resultado opuesto al deseado en lo relativo a la gestión del suelo y el agua.

Por su parte, las cárcavas aparecieron especialmente en los bordes de las terrazas (Figuras 3.12, 3.16, 3.17 y 3.18). Las cárcavas que aparecen en estos puntos de las terrazas también son conocidas como *bank gullies* (Poesen & Hooke, 1997). La ausencia de caballones perimetrales en las terrazas de la zona de estudio, permite que el flujo de agua acumulado no quede retenido en la parte topográficamente más deprimida de las mismas (Wen et al., 2021b). En consecuencia, se pueden producir más fácilmente incisiones (regueros), que, de no corregirse debido al escaso mantenimiento de las terrazas (Verschaeren, 2018), se transformarán, tras sucesivos eventos erosivos, en cárcavas (Wen et al., 2021b).

Es importante destacar que durante la realización del inventario se advirtió

la presencia de *pipes* en algunas de las cárcavas (Figura 3.11). Esto parece sugerir que el proceso de sufusión (*piping*) podría estar detrás de la formación de las mismas en esta zona, tal y como señalan otros autores (Calvo-Cases et al., 2011; Faulkner et al., 2003; Romero-Díaz et al., 2007; 2009). Las terrazas de cultivo crean discontinuidades topográficas (Romero-Díaz et al., 2019b) que se traducen en la aparición de gradientes hidráulicos. Esto, unido al laboreo, la alta presencia de sodio intercambiable o el bajo contenido en arcilla (Tablas 2.2 y 2.3 del Capítulo 2), puede promover el desarrollo de *pipes* (Calvo-Cases et al., 2011; Romero-Díaz et al., 2007; 2009).

En relación a los movimientos en masa, estos se localizaron en los bordes de las terrazas de cultivo. Esta correlación espacial también fue observada por otros autores (Arnáez et al., 2017). De hecho, Arnáez et al. (2017) advirtieron una mayor frecuencia en bordes con perfil recto, una característica que también predomina en los bordes de terraza de la zona de estudio.

Además, los movimientos en masa sólo se identificaron en el último inventario o vuelo, lo que sugiere la existencia de una correlación temporal. Una posible explicación puede ser la excepcionalidad del evento de precipitación ocurrido en septiembre de 2019 (Tabla 4.1). La magnitud de este evento (Rosselló-Geli, 2022), junto con el aumento de la densidad aparente en profundidad observado (Tabla 3.3) y la reducción progresiva del tamaño de poro que lleva asociada (Blanco-Sepúlveda, 2009), pudo dar lugar a la presencia de discontinuidades hidrológicas en los horizontes, a una mayor presión de poros, a un aumento del peso del material y a la aparición de planos de deslizamiento (Aristizábal et al., 2010; Arnáez et al., 2017; Barrera-Gutiérrez & Rivera-Posada, 2011). Todo ello, en combinación con la elevada pendiente de los bordes (Arnáez et al., 2017), puede explicar por qué sólo se identificaron movimientos en masa en el último inventario o vuelo.

La correlación espacial observada entre la mayoría de cárcavas y los movimientos en masa parece sugerir que estos últimos podrían considerarse precursores de las primeras en los bordes de las terrazas. Los movimientos en masa, no sólo regularizan y homogeneizan la pendiente, pueden dar lugar a huecos en dichos bordes, a través de los cuales se puede concentrar la escorrentía superficial, favoreciendo la aparición de regueros y, con el tiempo, cárcavas (García-Ruiz et al., 2013; Wen et al., 2021b). Todo ello resultando en la pérdida de la función de la terraza para retener sedimentos e interrumpir el flujo de escorrentía (García-Ruiz et al., 2013; Moreno de las Heras et al., 2019; Romero-Díaz et al., 2019a).

La forma de erosión denominada mixta se observó principalmente a los pies de las cárcavas (especialmente en las presentes en los bordes de las terrazas) y, en algunas ocasiones, conectando cárcavas entre sí. Esta distribución espacial sugiere cierta relación con la conectividad hidráulica que generan las cárcavas entre las distintas terrazas de cultivo (Poesen et al., 2003) y nos da pistas sobre su posible génesis. Además, los rasgos observados de estas formas, parecen indicar que el flujo de agua causante presenta un comportamiento laminar.

Una hipótesis plausible sería que estas formas se han originado como convergencia de varios factores: i) suelos altamente erosionables, ii) el aumento del área de captación de las terrazas como consecuencia del desarrollo de las cárcavas en los bordes (Poesen et al., 2003) y iii) lluvias torrenciales. Las cárcavas de los bordes aumentan la cantidad de escorrentía superficial recibida por las terrazas localizadas en niveles topográficamente inferiores (Poesen et al., 2003). Este flujo, más o menos laminar, circula sobre un suelo ya saturado por la torrencialidad y abundancia de las precipitaciones, cuya resistencia al cortante se ha reducido (Aristizábal et al., 2010) y que, por tanto, es fácilmente transportado por el flujo circundante. Todo ello, a su vez, redundaría en una mayor conectividad de sedimentos entre terrazas.

El menor espesor de material movilizado en estas formas podría estar ligado a la presencia de suelas de labor, las cuales generan discontinuidades hidráulicas (Arnáez et al., 2017; Barrera-Gutiérrez & Rivera-Posada, 2011), que a su vez favorecen la movilización del suelo saturado.

3.3.2. Estimación del volumen movilizado y las tasas de erosión

Las tasas de erosión totales obtenidas a través del inventario ($177,36 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$; ver Tabla 3.4) y del uso de información espacial ($82,10 \pm 12,16 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$; ver Tabla 3.6), superaron el límite superior de formación de suelo indicado por Verheijen et al. (2009): $1,4 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Sin duda, una situación que se da en buena parte de los agroecosistemas de todo el planeta (Almorox Alonso et al., 2010; Evans et al., 2019), especialmente en el área mediterránea debido a su mayor susceptibilidad por sus condiciones edafoclimáticas (Duran Zuazo et al., 2014; Schwilch et al., 2012) y que, en un marco de cambio climático, se prevé que se agrave a nivel global (Borrelli et al., 2020; Eekhout & de Vente, 2022; Panagos et al., 2021; Yang et al., 2003).

Como resultado de la superación de la tasa de formación de suelo, el espesor de estos disminuye y los horizontes subsuperficiales (incluido el material parental) afloran en superficie (Batista et al., 2023; Vanacker et al., 2019), pudiendo incorporarse más fácilmente a los horizontes superficiales mediante acciones como el laboreo. Las diferencias existentes entre las propiedades de los horizontes superficiales y los subsuperficiales (incluyendo al material parental), como el contenido en materia orgánica o la textura (Aguilera-Huertas et al., 2022; Batista et al., 2023; Teramage et al., 2023; Vanacker et al., 2019) puede provocar que las propiedades intrínsecas de la superficie del suelo (por ejemplo: textura, conductividad hidráulica o estabilidad estructural) cambien por completo en pocas décadas (Bouchoms et al., 2019), pudiendo afectar a las tasas de erosión y a la formación de escorrentía (Batista et al., 2023) y consecuentemente, al crecimiento de los cultivos y la biodiversidad del suelo (Almorox Alonso et al., 2010; Bouchoms et al., 2019; Herbrich et al., 2018; Pimentel, 2006; Schneider et al., 2021).

A través de ambos métodos se observó que las formas más erosivas fueron la mixta y las cárcavas (Figuras 3.19, 3.20, 3.21 y 3.22). De hecho, el volumen neto de material movilizado por las cárcavas y la forma mixta representaron entre el 80 y el 96 % del volumen total, dependiendo de la metodología empleada (Tablas 3.4 y 3.4). Cabe destacar que estas cifras se han calculado sin tener en cuenta la erosión laminar y que, para el caso de la información espacial, menos del 40 % de las formas identificadas superaron el criterio de significatividad estadística (Tabla 3.5), por lo que cabría esperar unos porcentajes de contribución diferentes.

Las formas mixtas abarcan grandes superficies y puede prolongarse, aunque de manera muy limitada, en profundidad, como las cárcavas, dando como resultado grandes pérdidas de suelo y material geológico (Poesen et al., 2003), a diferencia de los regueros. Es por esta razón que las cárcavas son consideradas, al igual que podría serlo la forma mixta, como uno de los mayores problemas de degradación del suelo en todo el mundo (Anderson et al., 2021; Le Roux & Sumner, 2012; López Bermúdez & García Ruiz, 2008; Zhang et al., 2022). Además de la pérdida de suelo que suponen, el material movilizado provoca impactos negativos aguas abajo, como colmatación de cuerpos de agua o daño en infraestructuras (Le Roux & Sumner, 2012; López Bermúdez & García Ruiz, 2008; Poesen et al., 2003).

Este gran protagonismo contrasta fuertemente con la contribución marginal observada de los regueros y los movimientos en masa, independientemente de la metodología empleada. Específicamente, los regueros contribuyeron entre un 1 y un 14 % del total, mientras que el rango observado para los movimientos en

masa resultó ser aún más reducido: 1–2 %. No obstante, estos resultados no deben restar relevancia a estos dos procesos, pues bajo determinadas circunstancias, la erosión por regueros pueden convertirse en el principal proceso de pérdida de suelo en agroecosistemas, tal y como se observó en el estudio realizado por Cermeño Martín et al. (2011). Dicho estudio se realizó en un suelo agrícola en barbecho y, como consecuencia de un evento con período de retorno bajo (cinco años), la tasa de erosión de los regueros formados alcanzó los $115,9 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Unos datos que superan en varios órdenes de magnitud los obtenidos para los regueros en la presente investigación (Tablas 3.4 y 3.6).

En base a los datos del inventario de campo, más del 50 % del volumen de material neto movilizado por regueros y cárcavas en el período 2 (diciembre de 2018 → septiembre de 2019) fue resultado de la erosión de las formas persistentes. Estos resultados sugieren un patrón de desarrollo concreto: la mayor exportación neta de material en estas formas no se produce en su génesis, sino en su crecimiento transversal y/o longitudinal posterior. De modo que, el control de la erosión concentrada en estos agroecosistemas no sólo debe centrarse en evitar la génesis de nuevas formas, sino también ha de considerar la implantación de medidas para controlar y mitigar el desarrollo de las formas ya presentes en el terreno (Garrido González et al., 2024; Gómez Calero et al., 2021; Vanmaercke et al., 2021).

La Tabla 3.9 recoge datos sobre volumen movilizado, tasa de erosión y/o contribución de diferentes formas de erosión que han sido registrados por otros autores empleando diversas metodologías. Inventarios realizados con anterioridad en la misma zona de estudio (Koning, 2018; Tabla 3.9) mostraron una contribución de los regueros a la erosión inferior a la obtenida en el presente trabajo y superior en el caso de las cárcavas (Tabla 3.4). En Poesen et al. (2003) se indica que la contribución de las cárcavas a la pérdida de suelo total (incluyendo la erosión laminar) es muy variable, oscilando entre un 10 y un 94 %. En este mismo estudio, si atendemos a los datos obtenidos sobre cárcavas en España, la horquilla se establece entre el 26 y el 83 %, dentro de la cual también se incluyen los datos obtenidos en el presente trabajo (Tablas 3.4 y 3.6). No obstante, en otros estudios, como en Zhang et al. (2022) y Liu & Liu (2020) (Tabla 3.9), se observó una contribución porcentual de las cárcavas superior a las observadas con ambas metodologías en este estudio (Tablas 3.4 y 3.6). El inventario de Martínez-Casasnovas et al. (2011) (Tabla 3.9) arroja un rango de volumen movilizado para cárcavas superior al de este estudio ($1,58\text{--}6,84 \text{ m}^3$; ver Tabla B.1 del Anexo B)).

En cambio, el estudio de Arnáez et al. (2017) (Tabla 3.9), enfocado en el volumen de material movilizado por movimientos en masa, presenta un rango de valores que abarca el estimado con el inventario de campo (0,44–3,91 m³) en esta investigación (ver Tabla B.1 del Anexo B).

La tasa de erosión por cárcavas obtenida en el presente estudio utilizando información espacial ($41,30 \pm 5,03 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, ver Tabla 3.6) fue superior a la obtenida por Frankl et al. (2013) y dentro del rango observado por Wen et al. (2021a) (Tabla 3.9). Otros estudios metodológicamente similares y en zonas mediterráneas de la Península Ibérica arrojan tasas de erosión por cárcavas similares a las de esta investigación (Hout et al., 2020) e incluso superiores (Calvo-Cases et al., 2011) (Tabla 3.9). Por último, los datos volumétricos de los movimientos en masa obtenidos con información espacial presentaron un rango superior (0,50–7,58 m³; ver Tabla B.3 del Anexo B) al obtenido por Cuello Llobell (2022) (Tabla 3.9).

Tabla 3.9: Tasas de erosión, volumen movilizado y contribución de diferentes formas de erosión medidas en otros estudios

Referencia	Zona de estudio	Forma de erosión	Método de medición	Volumen movilizado (m ³)	Tasa de erosión (t ha ⁻¹ año ⁻¹)	Contribución al total de erosión (%)
Benito et al. (1993)	Parcelas de 200–225 m ² en la Cuenca del Ebro	Regueros	Varillas de erosión	–	80,0–440,0	–
Sirvent et al. (1997)	Parcelas de 128–257 m ² en Monegros (Huesca)			–	155,5–208,0	–
Cantón et al. (2001)	Cuatro microcuencas de 62–18796 m ² en la cuenca de Tabernas (Almería)	Cárcavas	Estación en aforo en canal H	–	1,9–4,3	–
Romero-Díaz y López Bermúdez (2009)	Cuenca del Guadalentín (Murcia)	Cárcavas	Modelo US-LE (<i>Universal Soil Loss Equation</i>)	–	50–250	–

Continuación de la tabla 3.9

Referencia	Zona de estudio	Forma de erosión	Método de medición	Volumen movilizado (m ³)	Tasa de erosión (t ha ⁻¹ año ⁻¹)	Contribución al total de erosión (%)
Calvo-Cases et al. (2011)	Cuenca del Barranco del Pi (Alicante)	Cárcavas	Fotogrametría con fotografías aéreas	–	374 (de 1978 a 1988) y 190 (de 1988 a 2000)	–
Martínez-Casasnovas et al. (2011)	Parcela de viña en Píera (Anoia, 11,5 ha)	Cárcavas	Medición de dimensiones en campo	8,9–52,5	–	–
Frankl et al. (2013)	Ocho cuencas del Norte de Etiopía (China, 4,0–44,72 km ²)	Cárcavas	Fotogrametría con fotografías satelitales y aéreas	–	8,3	–
Arnáez et al. (2017)	Camero Viejo (La Rioja, 557,5 km ²)	Movimientos en masa	Medición de dimensiones en campo	0,12–15,90	–	–
Koning (2018)	Los Ramos (Murcia)	Regueros		–	–	1–4
		Cárcavas		–	–	80–90

Continuación de la tabla 3.9

Referencia	Zona de estudio	Forma de erosión	Método de medición	Volumen movilizado (m ³)	Tasa de erosión (t ha ⁻¹ año ⁻¹)	Contribución al total de erosión (%)
Hout et al. (2020)	Rambla de Algeciras (Alhama de Murcia, 44,91 km ²)	Cárcavas	SfM-MVS y LiDAR (Fotogrametría con drones)	–	39	–
Liu & Liu (2020)	Cuenca Zuoma (sureste de China, 0,73 km ²)	Cárcavas	Modelo CSLE (<i>Chinese Soil Loss Equation</i>)	–	–	54
Wen et al. (2021a)	Heilongjian (China, 23,72 km ²)	Cárcavas	Fotogrametría con drones	–	25,7–44,7	–
Cuello Llobell (2022)	Comarca de la Marina Baixa (Alicante, 0,44 km ²)	Movimientos en masa	Fotogrametría con drones	0,02–0,40	–	–
Zhang et al. (2022)	Heilongjian (China, 393 km ²)	Cárcavas	Medición de dimensiones en campo	–	–	65

Otros estudios en zonas mediterráneas (Benito et al., 1993; Romero-Díaz & López Bermúdez, 2009; Sirvent et al., 1997), ya sea que emplearon varillas de erosión en regueros o la USLE para estimar erosión en cárcavas, muestran tasas de erosión superiores (Tabla 3.9) a las registradas en este trabajo a través de ambas metodologías (Tablas 3.4 y 3.6). El estudio de Cantón et al. (2001) (Tabla 3.9) muestra un rango de tasas de erosión medianas que no abarca los datos medianos obtenidos en esta investigación, independientemente de la metodología empleada (Tablas B.2 y B.4 del Anexo B).

La tasa de erosión estimada por Verschaeren (2018) para el período 1 fue de $4,51 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, dos órdenes de magnitud inferior a la estimada para el período 2 con la misma metodología (Tabla 3.4), es decir, con el inventario de campo. Este abrupto incremento entre períodos se debe, principalmente, al evento extremo de precipitación de septiembre de 2019 que, como apuntan otros estudios, son los que más contribuyen a la erosión en el área mediterránea (Martínez-Casasnovas et al., 2002; Martínez-Mena et al., 2002; 2020; Ramos & Martínez-Casasnovas, 2009). De hecho, este incremento también se observó en el análisis individualizado de las formas de erosión, donde regueros y cárcavas presentaron un volumen mediano superior en el período 2 (Figura 3.19). Esto pone de manifiesto la sensibilidad de estas formas a la intensidad de la precipitación, tal y como señalan otros estudios (Anderson et al., 2021; Shen et al., 2015; Vanmaercke et al., 2016).

Ahora bien, a pesar del incremento generalizado del volumen mediano, la diferencia en las tasas de erosión medianas entre periodos sólo fue significativa para los regueros medidos con inventario de campo (Figura 3.20). Esta situación se deriva de la anualización de los datos. Para convertir volumen a tasas de erosión, los datos del período 1 (1 mes) fueron ajustados por un factor de 12, mientras que los del período 2 (9 meses) se ajustaron por un factor de 1,33. Al aplicar factores tan diferentes, la diferencia absoluta entre tasas de erosión de los dos periodos se contrae.

En el caso de las cárcavas, la magnitud de la diferencia de erosión no fue lo suficientemente fuerte. La reducción del valor absoluto de la diferencia, combinada con la alta variabilidad de estas mediciones (desviación absoluta media/-mediana $> 90 \%$; datos no mostrados), provocó que no se superara el umbral de significatividad para las tasas. En contraste, la magnitud de la erosión en los regueros por inventario de campo fue la única lo suficientemente robusta para resistir esta dilución.

Desgraciadamente este análisis no se pudo realizar para la información espa-

cial, debido al escaso número de formas que cumplieron el criterio de significatividad estadística en los dos primeros vuelos (Tabla 3.5). No obstante, a nivel cualitativo sí se pudo observar una relación proporcional directa entre el número de formas de erosión identificadas y la erosividad de la precipitación (Tabla 3.5), al igual que con el inventario de campo (Tabla 3.8).

3.3.3. Comparación de metodologías

En líneas generales, el volumen de material movilizado calculado por medio de información espacial fue superior al estimado por inventario de campo (Figuras 3.23 y 3.23).

La principal limitación del análisis comparativo radica en el escaso número de formas identificadas simultáneamente con ambas metodologías (Tabla 3.7). No hubo regueros identificados con ambos métodos, y para la forma mixta y los movimientos en masa se registró únicamente una observación. Sólo las cárcavas presentaron un tamaño de muestra que permitió un análisis descriptivo y que puso de manifiesto una gran dispersión de los datos, tal y como reflejó su amplio RIQ y rango (Tabla 3.7). Esto podría atribuirse a la alta variabilidad longitudinal y transversal de su morfología, un rasgo que la metodología de inventario de campo tiene dificultades inherentes para captar.

El mencionado patrón de dispersión podría justificar la mayor capacidad de los resultados obtenidos con información espacial para captar la compleja morfología de las cárcavas. La alta resolución conseguida con el drone permitiría captar mejor la variabilidad mencionada con anterioridad (Anderson et al., 2021).

La imposibilidad de hacer un análisis prolijo de las formas identificadas con ambos métodos también está ligada al limitado número de formas identificadas con información espacial que cumplieron el criterio de significatividad estadística (Tabla 3.5 y Ecuación 3.11). Dado que el error vertical fue muy alto ($RMSE_z = 42,20$ cm), las mediciones volumétricas con información espacial estuvieron inherentemente ligadas a una gran incertidumbre, lo que invalidó muchas de las mediciones realizadas.

Este error resulta claramente superior al obtenido por otros estudios que también emplearon información espacial obtenida con drones (a través de SfM-MVS) para estudiar cambios en el terreno. Algunos de estos estudios son:

- D'Oleire-Oltmanns et al. (2012): error vertical de 0,007 m estudiando la dinámica erosiva de cárcavas.

- Stöcker et al. (2015): error vertical de 16,90 mm estudiando la dinámica de cárcavas.
- Meinen y Robinson (2020): error vertical que osciló entre 0,028 y 0,047 m en la modelización de paisajes complejos para detectar cambios topográficos.
- Hout et al. (2020): rango de error vertical entre 1,36 y 5,79 cm en la dinámica erosiva de barrancos.
- Le Beau et al. (2025): error vertical de 0,1 m monitorizando cambios geomorfológicos en cárcavas.

La magnitud de la incertidumbre vertical obtenida en este estudio ($RMSE_z = 42,20$ cm) subraya la necesidad de incorporar en posteriores investigaciones estrategias probadas para mejorar la precisión de los modelos 3D. Estas incluyen el uso de sistemas UAV con cinemática en tiempo real (RTK), la adopción de una geometría de adquisición de imágenes robusta (combinando fotografías cenitales y oblicuas), un alto solapamiento horizontal y vertical de las imágenes y la optimización de la distribución, cantidad y tamaño de los puntos de control (Dai et al., 2023; Meinen & Robinson, 2020; Wang et al., 2025).

Varios estudios han validado la precisión de la estimación de la erosión mediante información espacial obtenida con drone, contrastándola con métodos como el *Terrestrial Laser Scanning* (TLS) o la cuantificación directa mediante recolección de sedimentos (Báčová et al., 2019; Cândido et al., 2020; Cucchiaro et al., 2022; Di Stefano et al., 2013; Li et al., 2025a; Nadal-Romero et al., 2015; Wang et al., 2024). Sin embargo, no se han encontrado precedentes que comparen dicha información espacial con los datos recabados mediante inventario de campo. Este hecho resalta la importancia de este estudio, pues permite evaluar hasta qué punto la fotointerpretación y el análisis de información espacial pueden sustituir o complementar el reconocimiento *in situ* en el estudio de la erosión concentrada.

Los estudios que emplean drones para medir erosión (laminar, concentrada o ambas) siguen comúnmente una metodología distinta a la de este trabajo, ya que utilizan la diferencia entre modelos digitales del terreno generados en sucesivos vuelos (por ejemplo, Cândido et al. (2020) y Cucchiaro et al. (2022)). A pesar de ser métodos de estimación frecuentes, en este estudio se ha empleado otro debido a que sólo se disponía de modelos digitales de elevación, los cuales incluyen vegetación, edificaciones, etc. Por tanto, en futuros estudios sería de gran interés

comparar diferentes procedimientos de obtención de información espacial para estimar erosión, como podría ser el uso de LiDAR (*Light Detection and Ranging*) (Hout et al., 2020; Rodrigo-Comino et al., 2025).

La proporción de formas identificadas simultáneamente con inventario de campo e información espacial fue del 100 % para el caso de la forma mixta, 84 % para las cárcavas, 50 % para los movimientos en masa y un 31 % para los regueros (Tabla 3.8). Es decir, una parte de las cárcavas, movimientos en masa y regueros identificados en campo no pudieron ser reconocidos con información espacial. Ahora bien, el porcentaje de coincidencia de regueros y cárcavas aumentó considerablemente desde el primer al último muestreo (Tabla 3.8). Los sucesivos eventos erosivos que se han ido registrando con ambos muestreos podrían estar detrás del incremento mencionado anteriormente. Lluvias más intensas no sólo producen más formas de erosión en el terreno, sino que además son más fácilmente identificables mediante información espacial. No obstante, las condiciones meteorológicas y las inherentes a la herramienta empleada, en este caso drones, también condicionan fuertemente dicha identificación.

Estas discrepancias (diferencias en la estimación de volumen y número de formas identificadas simultáneamente) nos conducen inexorablemente a cuestionarnos cuál de estas dos aproximaciones ofrecen una visión más real del estado erosivo del espacio de muestreo común (Figura 3.1). Por un lado, el inventario de campo permite un muestreo exhaustivo a pie de campo, lo que garantiza una identificación casi completa de todas las formas de erosión, aunque requiere una gran inversión de tiempo y recursos humanos. Asimismo, la cubicación manual de estas formas no siempre se ajusta con precisión a su morfología real debido a las simplificaciones geométricas necesarias para su medición.

Por el contrario, la información espacial permite cubrir superficies extensas en menor tiempo y captar con más detalle la complejidad morfológica de las formas de erosión. No obstante, como se ha demostrado en este estudio, la alta resolución no garantiza identificar todas las formas de erosión existentes (Tabla 3.8). Además, la precisión del cálculo volumétrico mediante estos métodos depende de una correcta georreferenciación, para evitar errores de cálculo significativos.

Por tanto, el inventario de campo se confirma como la metodología más fiable para caracterizar el estado erosivo en este contexto. El elevado error volumétrico, sumado a la omisión de formas en el análisis con información espacial, sugiere que las tasas de erosión obtenidas por información espacial presentan una mayor desviación respecto a la realidad física más alejadas que las estimadas por inventario

de campo.

3.4. Conclusiones

A través del inventario de campo y la información espacial se identificaron hasta cuatro formas de erosión: regueros, cárcavas, movimientos en masa y mixta. Estas dos últimas formas no figuraban en Stocking y Murnaghan (2003) y, además, sólo se identificaron en el tercer muestreo/vuelo (septiembre de 2019).

La distribución espacial de estas formas de erosión fue idéntica para ambos métodos. Los regueros aparecieron principalmente en las terrazas de cultivo, fruto de las propiedades edáficas inherentes de los agroecosistemas mediterráneos, los altos niveles de sodio intercambiable observados y la longitud de las terrazas. Las cárcavas, por su parte, aparecieron en los bordes de terraza, debido a la acumulación de escorrentía superficial en estos bordes, el escaso mantenimiento de las terrazas y, muy posiblemente, como resultado de procesos de *piping* (también asociados al alto contenido de sodio intercambiable). La identificación de movimientos en masa y mixto en el período 2 sugieren que la aparición de estas formas está ligada, no sólo a las condiciones/propiedades del suelo/material sobre el que aparecen, sino a eventos de precipitación extremos, como el ocurrido en septiembre de 2019.

Las tasas de erosión registradas con ambas metodologías superaron ampliamente el límite superior de formación del suelo en el período 2, que coincidió con el evento extremo de precipitación arriba mencionado. Una situación que pone en evidencia la gran vulnerabilidad de los agroecosistemas mediterráneos frente a este tipo de eventos. Independientemente de la metodología, las cárcavas y la forma mixta representaron más de $\frac{3}{4}$ partes del volumen neto total movilizado durante el período 2, quedando patente su potencial erosivo y el gran problema de degradación ambiental que suponen. Además, en este mismo lapso de tiempo, los regueros y las cárcavas persistentes fueron los responsables de más de la mitad del volumen neto erosionado atribuido a estas formas, sugiriendo que las fases posteriores a su génesis son las que más contribuyen a la exportación de material.

El volumen estimado con información espacial fue, generalmente, superior al obtenido por inventario de campo. No obstante, el reducido número de observaciones simultáneas sólo permitió un análisis descriptivo de las cárcavas. Estos datos mostraron una amplia dispersión, la cual posiblemente estuvo motivada por

la complejidad morfológica de estas formas de erosión. En este sentido, la mayor resolución de la información espacial permitiría captar dicha morfología con una precisión superior a la que ofrece el inventario de campo. No obstante, en futuros estudios sería conveniente contar con datos de recolección de sedimentos (o de otra naturaleza) que sirvan de referencia, para poder llegar a conclusiones más concretas sobre la variabilidad entre métodos y su exactitud.

Por último, la mayor coincidencia de formas identificadas con ambos métodos se observó en el muestreo de septiembre de 2019: 58,62 % de regueros, 92,86 % de cárcavas, 100 % de formas mixtas y 50 % de movimientos en masa. Esto sugiere que precipitaciones más intensas no sólo generan más formas erosivas y/o más pérdidas de material, sino que dan lugar a formas más fáciles de identificar con información espacial.

La comparación metodológica indica que el inventario de campo es la aproximación más precisa para cuantificar la erosión concentrada en el área de muestreo común y dentro del contexto de este estudio. Aunque el uso de información espacial reduce los tiempos de obtención de datos y ofrece una gran resolución espacial, la omisión de formas y el elevado error volumétrico de las mediciones introducen incertidumbres que alejan estas estimaciones de la realidad física.

Capítulo 4

Efecto a largo plazo del manejo sostenible del suelo sobre la erosión hídrica a través de parcelas abiertas

La información relativa al área de estudio se puede consultar en el Capítulo 2.

4.1. Materiales y métodos

Los manejos aplicados en este experimento fueron: i) laboreo convencional (CT), la práctica más común en la zona, y laboreo reducido (RT) en la zona del cereal, y ii) laboreo intensivo (CT), laboreo reducido (RT) y laboreo reducido más siembra verde (RTG) en la zona del almendro.

Zona del cereal (Figura 4.1):

- Laboreo intensivo (CT). Después de la cosecha (junio), el terreno se labra con un arado de vertedera hasta 40 cm de profundidad. Durante el período de barbecho, se labra tres veces más utilizando una cultivadora y roturando los primeros 20 cm del suelo.
- Laboreo reducido (RT). El terreno no es labrado después de la cosecha y los restos de biomasa del trigo se dejan sobre el suelo durante el período de bar-

becho. Después, en otoño, el terreno se prepara para la siembra utilizando un arado de cincel, roturando los primeros 20 cm del suelo.

Zona del almendro (Figura 4.1):

- Laboreo intensivo (CT). Consistió en labrar de tres a cinco veces al año los primeros 20 cm del suelo con ayuda de una cultivadora, tras eventos de precipitación abundante.
- Laboreo reducido (RT). La frecuencia del laboreo se redujo a dos veces al año (otoño y primavera), para controlar el crecimiento de la vegetación espontánea. Al igual que en el laboreo convencional, se labran los 20 primeros centímetros del suelo con ayuda de una cultivadora.
- Laboreo reducido más siembra verde (RTG). Presenta las mismas características que el laboreo reducido, pero con la salvedad de que en otoño, en el mismo momento que se realiza el laboreo, se siembra una mezcla de leguminosas (Veza; *Vicia sativa* L.) y gramíneas (Avena; *Avena sativa* L.) en proporción 3:1 y con una densidad de 150 kg ha⁻¹. Después, en primavera, la veza y la avena son segadas e incorporadas al suelo a través del laboreo.

Cada uno de los manejos descritos se aplicó siguiendo un diseño experimental «split-plot» con tres réplicas (parcelas) por manejo. Por tanto, en la zona de estudio hay un total de 15 réplicas o parcelas: seis en la zona del cereal y nueve en la del almendro (Figura 4.1). Se trata, además, de parcelas «abiertas», que facilitan la implementación de las prácticas objeto de estudio y que permiten cuantificar la erosión a largo plazo, evitando el empobrecimiento de suelo disponible que se produce en parcelas «cerradas» (Boix-Fayos et al., 2005). Para estimar la superficie de éstas se empleó un modelo digital del terreno. La superficie de las parcelas oscila entre 44 y 265 m² en la zona del cereal, y entre 25 y 126 m² en la del almendro.

4.2. Muestreo del suelo

La toma de muestras de suelo fue realizada de forma aleatoria en cada zona de cultivo y en cada manejo. Dicha labor se realizó en otoño y seis años después de su implementación (año 2015), para evaluar el efecto de los diferentes tratamientos sobre las propiedades del suelo. Se tomaron un total de nueve muestras por manejo

(tres por cada réplica: 18 en el cultivo de cereal y 27 en el del almendro) dentro de la capa de suelo labrada (0–20 cm). Luego se tamizaron a 2 mm y se almacenaron en frigorífico a 4°C para posteriores análisis en el laboratorio. No obstante, no toda la muestra de suelo se tamizó, pues una parte de la misma se utilizó para estimar el diámetro medio efectivo (MWD_e) y el diámetro medio disperso (MWD_d).

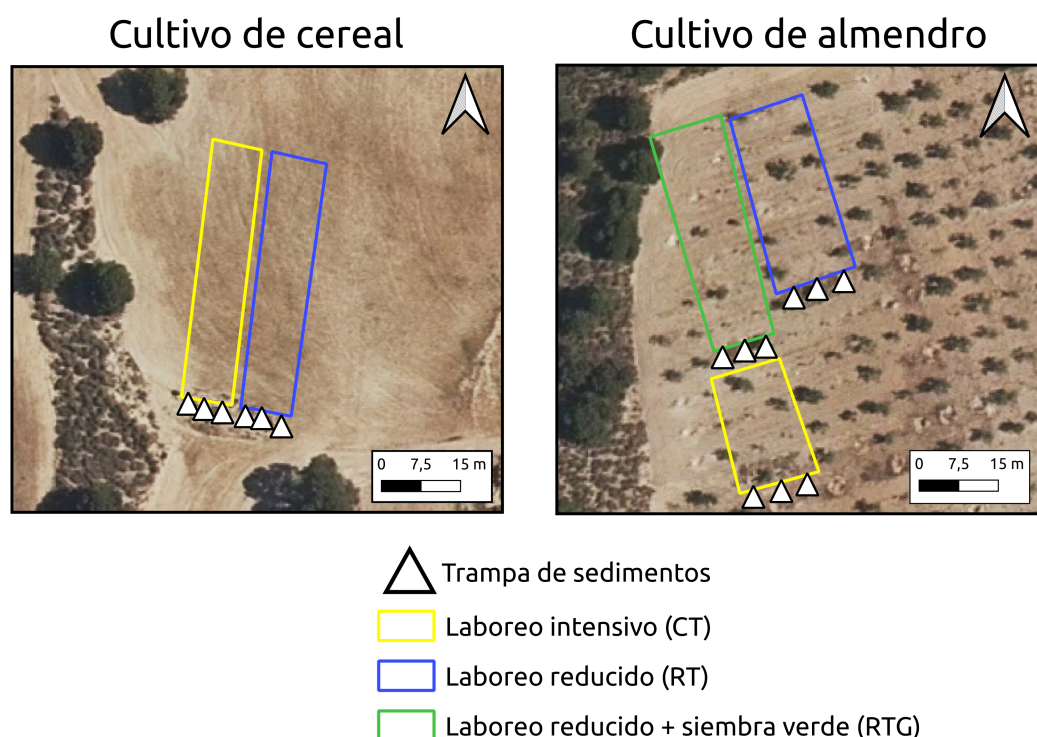


Figura 4.1: Distribución espacial de los tratamientos implementados en las dos zonas experimentales: cereal y almendro.

4.3. Medición de la erosión

Para medir la erosión generada en cada una de las parcelas, se instaló en la base de éstas un sistema de retención de sedimentos (Figura 4.2), que constó de una caja Gerlach (Gerlach, 1967) (Figura 4.3), la cual se conecta con dos depósitos de, aproximadamente, 44 L de capacidad (Figura 4.3). De manera que se instalaron un total de seis (tres réplicas y dos tratamientos) y nueve (tres réplicas y tres tratamientos) cajas Gerlach en el cultivo de cereal y del almendro, respectivamente.



Figura 4.2: Sistema de retención de sedimentos (caja Gerlach + depósitos) instalado en la base de uno de los manejos implementados en el cultivo de cereal

La caja Gerlach recoge el agua de escorrentía y el sedimento en suspensión, y los conduce al primer depósito (decantador) y de éste pasan al segundo depósito (colector) (Figura 4.3). Además, el decantador presenta ocho perforaciones laterales, de las cuales sólo una se comunica con el colector. Gracias a esta configuración es posible recoger volúmenes de agua que superen la capacidad del decantador.

Los sedimentos arrastrados son almacenados tanto en las cajas Gerlach como en los depósitos. No obstante, la granulometría de los sedimentos es distinta, pues los elementos más gruesos (principalmente la fracción arena) tienden a depositarse en las cajas Gerlach, mientras que los más finos (fracción limo y arcilla) aparecen mayoritariamente en los depósitos.

Tras cada evento de lluvia se procedió a retirar los sedimentos movilizados en las cajas Gerlach y en los depósitos. En las cajas Gerlach los sedimentos se retiraron con ayuda de una brocha, mientras que en los depósitos el proceso para retirarlos fue totalmente distinto. Primero se procedió a medir la altura de la columna de agua en los depósitos, para cuantificar la escorrentía total. Seguidamente, se agitó el agua almacenada, para lograr una mezcla homogénea de los sedimentos y se tomaron de dos a cinco alícuotas de un litro cada una en cada depósito. Después, las alícuotas se introdujeron en una estufa a 60°C el tiempo necesario para que el agua se evaporase por completo y así, cuantificar

todo el sedimento.



Figura 4.3: Detalle de una caja Gerlach (arriba) y de los dos depósitos (abajo) instalados en el cultivo de almendro

Todos los sedimentos obtenidos en las cajas Gerlach y depósitos fueron pesados para determinar la concentración de sedimentos en suspensión y almacenados en frigorífico a 4 °C para posteriores análisis. Las concentraciones de sedimentos (en g l^{-1}) fueron promediadas y multiplicadas por el total de escorrentía (en mm), para calcular la cantidad de suelo movilizado (en g m^{-2}) tras cada evento.

Por otro lado, las pérdidas anuales de CO, N y P disponible por erosión (en $\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$) se calcularon como la suma de la movilización neta de CO y nutrientes después de cada evento de erosión durante un año, dividido por el área de drenaje de cada parcela de erosión. Para establecer la relación entre el CO y nutrientes movilizados por erosión y la cantidad de los mismos en el suelo procedente se calcularon las razones de enriquecimiento (ER_{CO} , ER_{N} y ER_{P}). Ésta

se define como la relación entre la concentración de CO, N y P en los sedimentos recolectados, y la concentración de estos en el suelo después de cada evento de erosión (Gachene et al., 1997). En este trabajo se recogen un total de 49 eventos de erosión que ocurrieron desde el 12 de enero de 2010 hasta el 16 de diciembre de 2019.

4.4. Análisis físico-químico de suelo y sedimento

Previamente al análisis del contenido de CO y N, las muestras de suelo y sedimento fueron molidas en un mortero de ágata, para lograr una homogeneización del tamaño de las partículas. Seguidamente, se utilizó ácido clorhídrico 2 M para eliminar los carbonatos. La concentración de CO y N en las muestras fueron determinadas mediante un analizador elemental (LECO TRUSPEC C/N, Sant Joseph, USA). En cambio, la concentración de P disponible se midió por medio del método Olsen (Olsen et al., 1954), utilizando para ello las muestras de suelo y sedimentos sin moler.

Para conocer los mecanismos de arranque y transporte involucrados en la movilización de sedimentos, parte de las muestras de sedimento obtenidas se utilizaron para determinar la distribución del tamaño de partícula en dos estados: efectivo (sin dispersión) y disperso (textura)(con dispersión). Para esto último, previamente se eliminó la materia orgánica con peróxido de hidrógeno (H_2O_2) y se dispersaron las partículas añadiendo hexametáfosfato de sodio. Tanto el tamaño de partícula efectivo, como el disperso (textura), fueron medidos empleando un analizador de partículas láser «Coulter LS200», con un rango de tamaño de partícula de 0,4 a 2000 μm de diámetro. Los datos obtenidos permitieron:

- Comparar la distribución del tamaño de partícula (arena, limo y arcilla) de los sedimentos movilizados con la distribución de dichas partículas en el suelo, a través de tres razones de enriquecimiento (ER): (ER_{arena} , ER_{limo} y $ER_{arcilla}$). Este análisis evaluó el tipo de partículas (arcilla, limo o arena) movilizadas o no durante el proceso de erosión:
 - $ER > 1$ (Enriquecimiento): Refleja una mayor proporción de un determinado tamaño de partícula en el material transportado que en el suelo fuente.

- $ER < 1$ (Empobrecimiento): Denota que una determinada clase granulométrica presenta una mayor proporción en el suelo que en el sedimento.
- Estimar el diámetro medio efectivo (MWD_e) y disperso (MWD_d) del sedimento y del suelo. El ratio MWD_e/MWD_d , o razón de agregación, fue usado como un indicador de cómo las partículas fueron erosionadas y transportadas. Una razón de agregación de 1 es indicativo de que el sedimento es transportado como partículas primarias (disperso), mientras que si es superior a la unidad, indica que estas partículas se han transportado agregadas (Martínez-Mena et al., 2002).

4.5. Análisis estadístico

Previamente a comparar el efecto de los tratamientos sobre las variables estudiadas, se determinó si las asunciones de normalidad y homocedasticidad de los datos se cumplían. Para ello se empleó el test de Shapiro-Wilk y el test de Levene.

Dado que las mediciones de erosión en las parcelas se realizaron a lo largo de múltiples años, se ajustaron modelos mixtos generalizados utilizando el paquete *lme4* (Bates et al., 2015), para incorporar la estructura temporal de los datos y controlar su posible falta de independencia y autocorrelación. Sin embargo, los modelos obtenidos presentaron incumplimientos en los supuestos de normalidad y homocedasticidad, lo cual comprometió la fiabilidad de las inferencias basadas en ellos. Esto, junto con la distribución asimétrica y heterocedasticidad de las diferentes variables, propició el uso de tests no paramétricos, para determinar la influencia de las clases de eventos sobre la respuesta erosiva e hidrológica, la distribución granulométrica y el CO, el N y el P en cada cultivo. Concretamente se emplearon el test de Kruskal-Wallis y el test de Dunn de comparaciones múltiples. Estos tests también se implementaron para establecer comparaciones entre manejos de las distintas variables estudiadas. Por otro lado, la dimensión temporal de estos datos se analizó mediante la evolución temporal de la erosión acumulada (Figura 4.6).

El estudio del grado de correlación entre las características de la precipitación y la erosión, escorrentía, concentración de nutrientes y granulometría fue realizado por medio de correlaciones no paramétricas de Spearman.

Para los tests de hipótesis, se ha establecido un nivel de significación del 10 %. Aunque el umbral del 5 % es la convención más extendida en la literatura científica consultada, se ha priorizado la reducción del riesgo de cometer un error de Tipo II (o falso negativo). En el contexto del estudio de la erosión, este error implicaría: i) descartar variables que, en realidad, son relevantes en el proceso de erosión; o ii) no detectar la influencia real de un manejo específico. Esta decisión, además, conlleva un aumento de la potencia estadística de los test de hipótesis.

Todo ello se llevó a cabo con el lenguaje de programación R (Team, 2022a). Las representaciones gráficas que a continuación son mostradas fueron realizadas a partir del paquete *ggplot2* (Wickham, 2016). Además, para la aplicación del test de Dunn se utilizó el paquete *FSA* (Ogle, 2017) , seleccionando el método «Holm». Por otro lado, para hacer las correlaciones se empleó el paquete *corrplot* (Taiyun & Simko, 2021).

4.6. Resultados

4.6.1. Características de la precipitación

La precipitación total caída durante los diez años del período de estudio (2010-2019) fue de 2390,03 mm, con una media anual de 239 mm; un 31 % inferior a la precipitación anual media para un período de tiempo más amplio (347,8 mm ;1940–2019; AEMET y SIAM). El año más lluvioso fue 2019, con aproximadamente 300 mm acumulados, mientras que el año más seco fue 2017 (64 mm), cuya precipitación acumulada fue un 72 % inferior a la precipitación media del período de estudio. Entre el 36 y el 99 % de la precipitación total anual causó escorrentía y erosión en ambas zonas de estudio, presentando una amplia variabilidad en términos de valores acumulados y de intensidad (Figura 4.4).

Los eventos registrados durante el período de estudio fueron clasificados en función del valor de erosividad (RE): el 60 % de éstos pertenecieron a la Clase I ($RE \leq 25 \text{ J m}^{-2} \text{ mm}^{-1}$), que caracterizan eventos de baja precipitación e intensidad; el 21 % a la Clase II ($25 < RE \leq 90 \text{ J m}^{-2} \text{ mm}^{-1}$) que caracterizan eventos de precipitación e intensidad media; y el 19 % a la Clase III ($RE \geq 90 \text{ J m}^{-2} \text{ mm}^{-1}$) que son los eventos más extremos (Tabla 4.1).

Variabilidad estacional de los eventos

Otoño fue la estación con mayor número de eventos (15), mientras que en verano sólo se registraron ocho (Tabla 4.2).

A excepción de KE, el resto de variables relacionadas con el potencial erosivo de la lluvia, es decir, I_{30} , I_{60} y RE, mostraron diferencias significativas entre estaciones (Tabla 4.2). Además, verano y otoño fueron las estaciones con lluvias más erosivas, mientras que invierno se caracterizó por presentar las lluvias más suaves (Tabla 4.2).

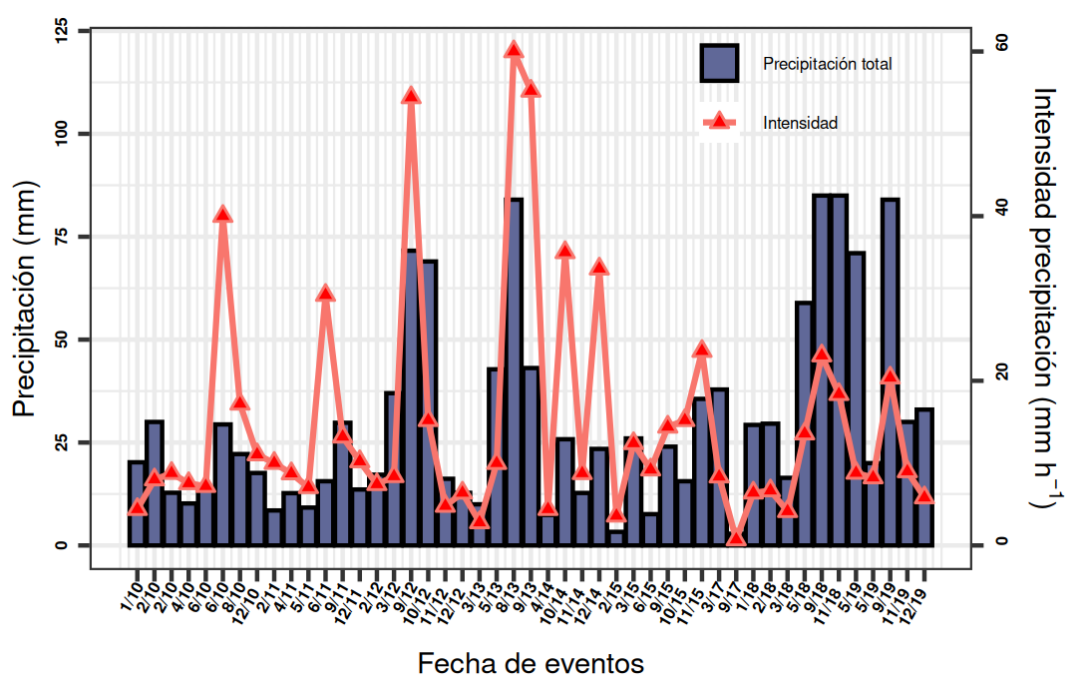


Figura 4.4: Precipitación total e intensidad máxima en 30 minutos (I_{30}) de los 47 eventos (mes/año) generadores de escorrentía durante los diez años de estudio.

Tanto en otoño, como en primavera, la mayor parte de los eventos registrados fueron de Clase I (53 y 57 %, respectivamente). En verano, los eventos más frecuentes fueron los de Clase II y Clase III: 37,5 % cada uno. Por otro lado, en invierno el 100 % de los eventos pertenecieron a la Clase I.

De todos estos eventos, el más intenso ocurrió en agosto de 2013 (evento número 23, Figura 4.4), con un período de retorno de aproximadamente 97 años. Dicho evento presentó una precipitación de 84 mm (47 % de la precipitación generadora de eventos en ese año), una I_{30} de 60 mm h^{-1} , una I_{60} de $35,80 \text{ mm h}^{-1}$, una KE de $11,51 \text{ J m}^{-2}$ y una RE de $690,84 \text{ J mm m}^{-2} \text{ h}^{-1}$.

Tabla 4.1: Mediana y rango intercuartílico de la precipitación total (R) e intensidades máximas en 30 minutos y 1 hora, para cada clase de evento que genera erosión/escorrentía.

Clase de evento	R (mm)	I ₃₀ (mm h ⁻¹)	I ₆₀ (mm h ⁻¹)	n
Clase I	13,80 [10,1–20,10]	7,42 [5,30–8,77]	4,80 [3,40–5,79]	28
Clase II	32,70 [24,50–54,88]	14,00 [12,60–16,70]	9,54 [7,35–11,50]	10
Clase III	71,60 [29,4–84,00]	35,6 [23,06–54,42]	18,61 [17,54–30,61]	9

R: Precipitación total. I₃₀: Intensidad máxima en 30 minutos. I₆₀: Intensidad máxima en 1 hora. n: Tamaño de muestra.

Tabla 4.2: Mediana y rango intercuartílico de la precipitación total, la intensidad máxima en 30 minutos y en 1 hora, la energía cinética y la erosividad de la precipitación.

		Estación			
		Primavera (n = 4)	Verano (n = 8)	Otoño (n = 15)	Invierno (n = 10)
R (mm)	23,45 [13,20–36,30]	23,00 [12,96–37,66]	26,90 [18,55–84,00]	25,80 [15,90–39,35]	16,80 [10,00–7,27]
I₃₀ (mm h⁻¹)	8,98 [7,13–16,20]	8,56 ^{ab} [7,72–11,80]	15,80 ^a [12,20–21,04]	15,20 ^a [8,87–28,61]	6,53 ^b [4,21–7,86]
I₆₀ (mm h⁻¹)	5,86 [4,49–11,00]	5,83 ^{ab} [5,05–8,77]	11,00 ^a [6,75–15,89]	7,60 ^a [5,40–17,00]	3,90 ^b [3,23–4,54]
KE (J m⁻²)	1,82 [0,86–2,89]	2,02 [0,93–2,76]	2,47 [1,59–8,95]	2,22 [1,12–4,65]	0,90 [0,69–1,60]
RE (J mm m⁻² h⁻¹)	17,55 [6,48–62,09]	20,83 ^{ab} [7,56–40,36]	37,00 ^a [22,10–189,30]	20,04 ^a [10,39–98,70]	6,48 ^b [3,54–10,40]

R: Precipitación total. I₃₀: Intensidad máxima en 30 minutos. I₆₀: Intensidad máxima en 1 hora. KE: energía cinética. RE: Erosividad. n: Tamaño de muestra. Letras minúsculas diferentes denotan diferencias significativas entre estaciones, con un nivel de significación de 0,1 de acuerdo con el test de Dunn.

4.6.2. Propiedades físicas y químicas del suelo

Cultivo de cereal

Tras los diez años de estudio, no se encontraron diferencias significativas ni en el MWD_e, ni en el MWD_d, entre CT y RT, aunque en éste último los valores fueron ligeramente superiores con el laboreo reducido (RT) (Tabla 4.3).

Respecto a la concentración de CO y nutrientes en el suelo, sólo se observaron diferencias significativas entre CT y RT para la concentración de CO y P, siendo en ambos casos un 45 % mayor en RT que en CT (Tabla 4.4).

Tabla 4.3: Valor medio y error estándar del diámetro medio ponderado efectivo y disperso en el suelo de cada cultivo y práctica de manejo

Cultivo	Manejo	MWD _e (μm)	MWD _d (μm)
Cereal	CT	270 ± 10	21 ± 10
	RT	220 ± 10	32 ± 10
Almendo	CT	520 ± 10	130 ± 20
	RT	510 ± 10	250 ± 20
	RTG	540 ± 10	190 ± 10

MWD_e: Diámetro medio ponderado efectivo. MWD_d: Diámetro medio ponderado disperso. CT: Laboreo convencional. RT: Laboreo reducido. RTG: Laboreo reducido + siembra verde.

Tabla 4.4: Valor medio y error estándar de la concentración de carbono orgánico, nitrógeno y fósforo en el suelo de cada cultivo y práctica de manejo tras diez años de implementación

Cultivo	Manejo	CO (g Kg^{-1})	N (g Kg^{-1})	P (mg Kg^{-1})
Cereal	CT	$5,90^{\text{B}} \pm 0,30$	$0,70^{\text{B}} \pm 0,02$	$3,46^{\text{B}} \pm 0,16$
	RT	$8,50^{\text{A}} \pm 0,40$	$0,80^{\text{A}} \pm 0,07$	$5,02^{\text{A}} \pm 0,31$
Almendo	CT	$19,40^{\text{b}} \pm 1,30$	$1,40^{\text{b}} \pm 0,20$	$40,19 \pm 4,58$
	RT	$23,80^{\text{a}} \pm 1,00$	$1,90^{\text{a}} \pm 0,20$	$53,20 \pm 6,76$
	RTG	$25,60^{\text{a}} \pm 1,40$	$2,30^{\text{a}} \pm 0,10$	$30,64 \pm 2,32$

CO: Carbono orgánico. N: Nitrógeno. P: Fósforo. CT: Laboreo convencional. RT: Laboreo reducido. RTG: Laboreo reducido + siembra verde. Letras diferentes denotan diferencias significativas entre manejos de un mismo cultivo, con un nivel de significación de 0,1 de acuerdo con el test de Dunn.

Cultivo de almendo

En el cultivo de almendo, los valores medios de MWD_e fueron muy similares entre las distintas prácticas de manejo, mientras que en MWD_d sí que se observó una diferencia más clara (aunque no significativa), siendo el valor medio más alto en RTG y más bajo en CT (Tabla 4.3).

Se observaron diferencias significativas en la concentración de CO y N entre la práctica de laboreo intensivo (CT) y el laboreo reducido (RT y RTG) (Tabla 4.4). Concretamente, en RT la concentración de CO y N aumentó un 23 y un 36 %, respectivamente (Tabla 4.4). Mientras que en RTG aumentó un 32 y un 64 %, respectivamente (Tabla 4.4). Los valores medios de concentración de CO y N en RT y RTG no presentaron diferencias significativas entre sí (Tabla 4.4). Por último, la concentración de P del laboreo intensivo y de los laboreos reducidos (RT y RTG) no mostró diferencias significativas, ni entre éstos últimos (Tabla 4.4).

4.6.3. Respuesta hidrológica y erosiva

Cultivo de cereal

Aproximadamente el 65 % de la erosión total registrada durante los diez años fue generada como consecuencia de cuatro eventos.

El valor medio de escorrentía, concentración de sedimentos y erosión fue significativamente mayor en el laboreo intensivo (CT) que en el reducido (RT) (Figura 4.5). En concreto, la reducción de la frecuencia del laboreo se tradujo en una disminución del 41 % de la escorrentía y de un 76,5 % en la erosión total respecto al laboreo convencional (Tabla 4.5).

Atendiendo a la clasificación de los eventos, ambas prácticas mostraron, en líneas generales, un patrón idéntico. La escorrentía, la concentración de sedimentos y la erosión media aumentó conforme lo hizo la erosividad de la precipitación, existiendo, además, diferencias significativas entre las clases de eventos (Figura 4.5). Comparando la escorrentía y erosión del laboreo intensivo y del reducido se observó que la mayor reducción de la escorrentía se dio en eventos menos erosivos (Clase I), mientras que la erosión se redujo en mayor medida en los eventos más erosivos (Clase III) (Figura 4.7).

La reducción del laboreo fue efectiva en el control de la escorrentía desde el primer momento de su implementación (Figura 4.6), si bien este efecto fue más claro a partir del segundo año (evento n.º 11). Por otro lado, el efecto sobre la erosión no fue evidente hasta finales del primer año (evento n.º 6). Cabe destacar que a lo largo del período de estudio se ha observado, especialmente para la erosión acumulada, un incremento progresivo en las diferencias entre CT y RT (Figura 4.6).

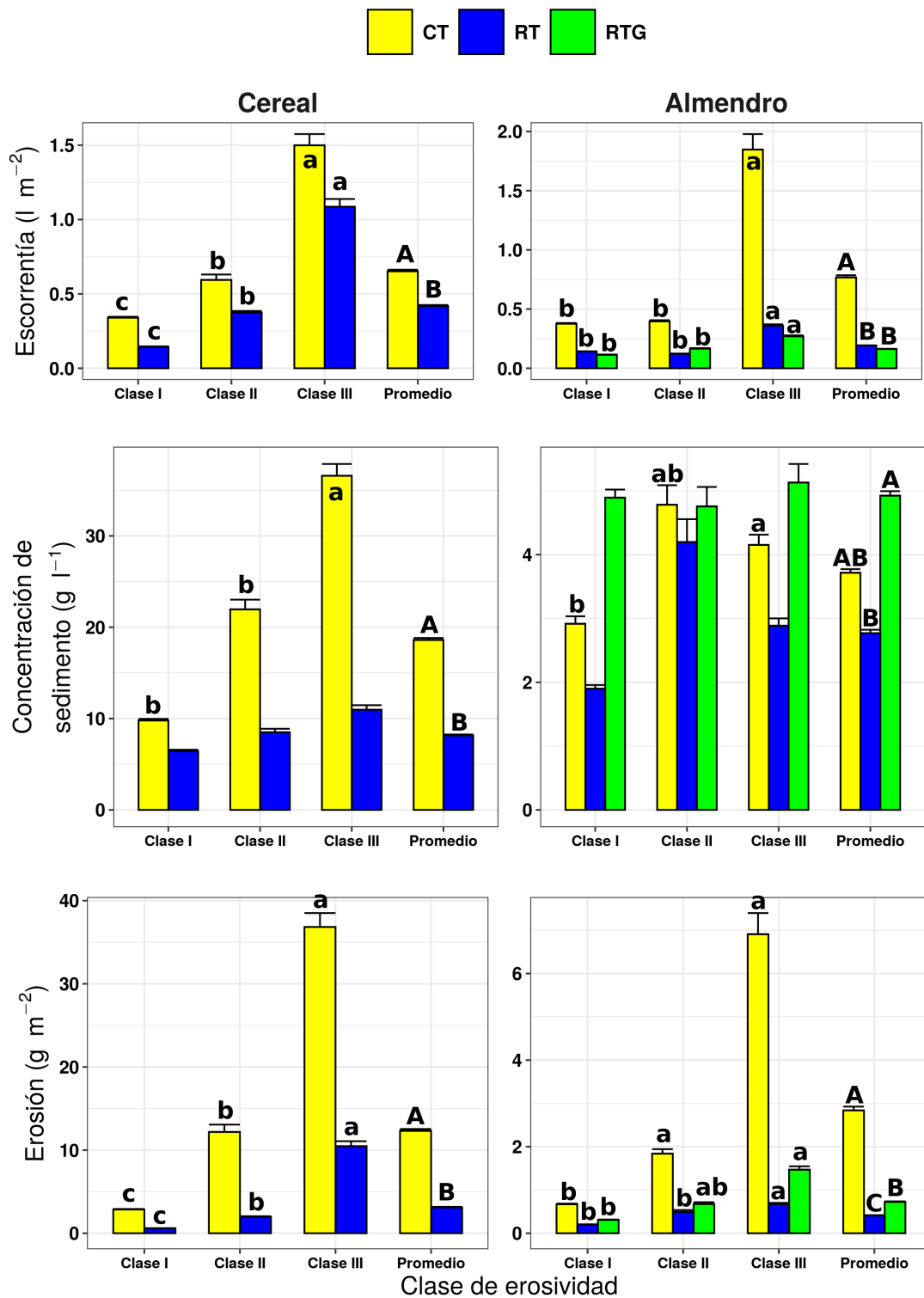


Figura 4.5: Promedio y error estándar de escorrentía, concentración de sedimentos y erosión de acuerdo a la erosividad de los eventos en la zona del cereal y del almendo. Las letras minúsculas indican diferencias significativas entre las clases de erosividad de un mismo manejo y las mayúsculas entre manejos, con un nivel de significación 0,1 de acuerdo al test de Dunn.

Cultivo de almendro

Entre un 50 y 60 % de la erosión registrada en el almendro fue generada por cuatro eventos. Tanto la erosión, como la escorrentía promedio de los tratamientos de laboreo reducido (RT y RTG), fueron significativamente inferiores a los valores medios registrados en CT, mientras que la concentración media de sedimentos no presentó diferencias estadísticamente significativas (Figura 4.5). Merece especial atención que, en contra de lo esperado, tanto la concentración de sedimentos como la erosión promedio en RTG, fueron mayores a las registradas en RT (Figura 4.5).

Tabla 4.5: Valores totales de escorrentía y erosión registrados en cada una de las prácticas de manejo implementadas, para el período 2009–2019

Cultivo	Manejo	Escorrentía total (mm)	Erosión total (g m^{-2})
Cereal	CT	25,24	496,79
	RT	14,92	116,77
Almendro	CT	26,34	84,21
	RT	6,78	11,20
	RTG	6,25	22,90

CT: Laboreo convencional. RT: Laboreo reducido. RTG: Laboreo reducido + siembra verde.

La reducción de laboreo (RT) se tradujo en una reducción del 74,26 % de la escorrentía y un 87 % de erosión total, respecto del laboreo intensivo durante el período de estudio (Tabla 4.5). Por otro lado, la disminución de la frecuencia del laboreo más la siembra verde (RTG) supuso una disminución del 76 % de la escorrentía y del 72,80 % de erosión total respecto del laboreo intensivo (Tabla 4.5).

Respecto a la clasificación erosiva de los eventos, y al igual que en el cultivo de cereal, la escorrentía, la concentración de sedimentos y la erosión promedio fueron mayores en los eventos más erosivos (Clase III) (Figura 4.5).

Ahora bien, la efectividad de RT y RTG en reducir la escorrentía, respecto CT, fue similar independientemente de la clase de erosividad de los eventos (Figura 4.7). Sin embargo, la efectividad en el control de la erosión fue mayor en eventos de mayor erosividad (Clase II y III) (Figura 4.7).

La implementación de RT y RTG tuvo un efecto prácticamente inmediato en el control de la escorrentía, mientras que para la erosión el efecto fue más tardío, especialmente en RTG (Figura 4.6). De la misma manera que en el cultivo de

cereal, se observó un incremento progresivo de la diferencia entre la escorrentía y la erosión acumulada de CT y, de RT y RTG. Comparando RT y RTG, se observa que este último siempre presenta un valor de escorrentía acumulada inferior a la de RT (Figura 4.6). Además, durante los primeros dos años, el efecto sobre la escorrentía de RT y RTG fue muy similar, pero tras este período existieron pequeños aumentos en RT que no fueron detectados en RTG. En cambio, la erosión acumulada fue superior en RTG a lo largo de todo el período de estudio (Figura 4.6).

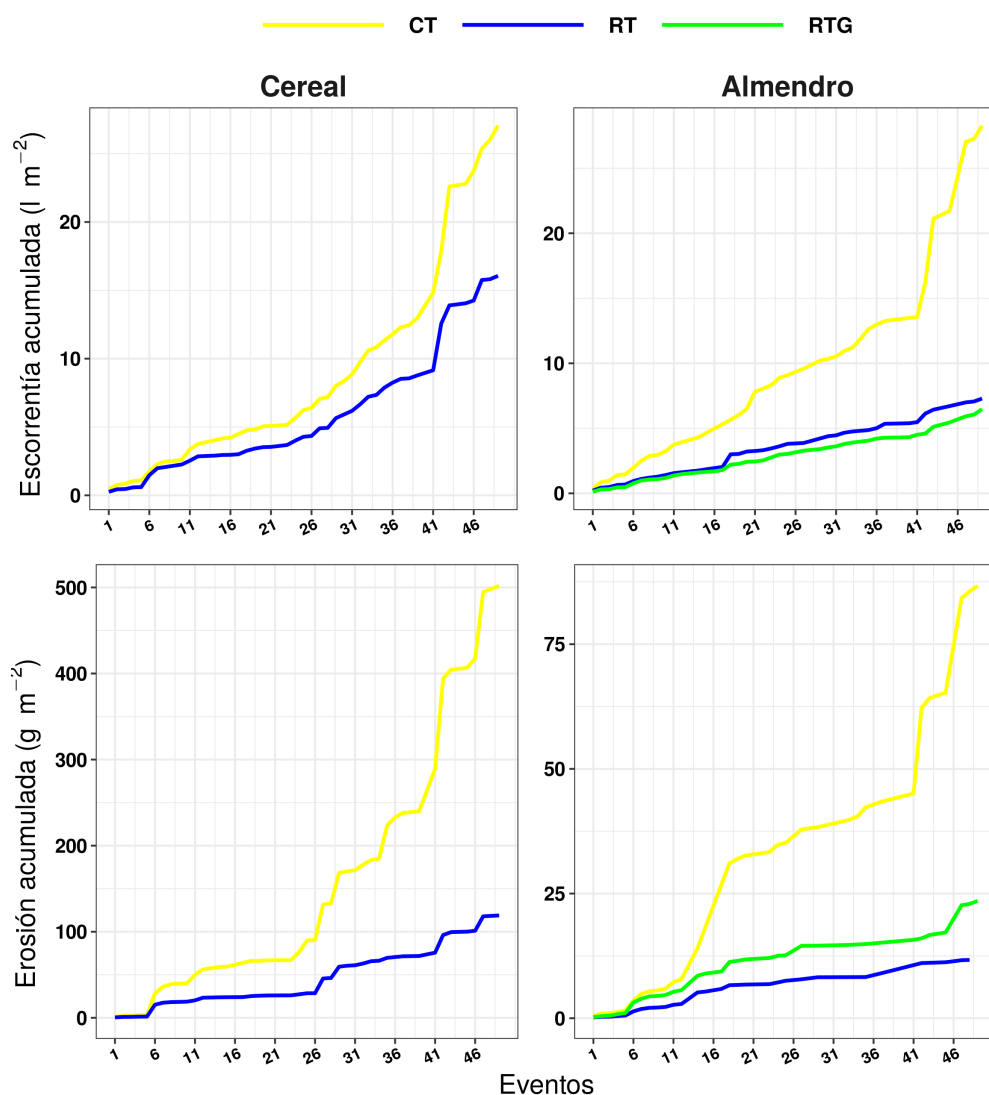


Figura 4.6: Escorrentía y erosión acumulada durante el período de estudio con las distintas prácticas en el cultivo de cereal y almendro. CT: Laboreo intensivo. RT: Laboreo reducido. RTG: Laboreo reducido y siembra verde.

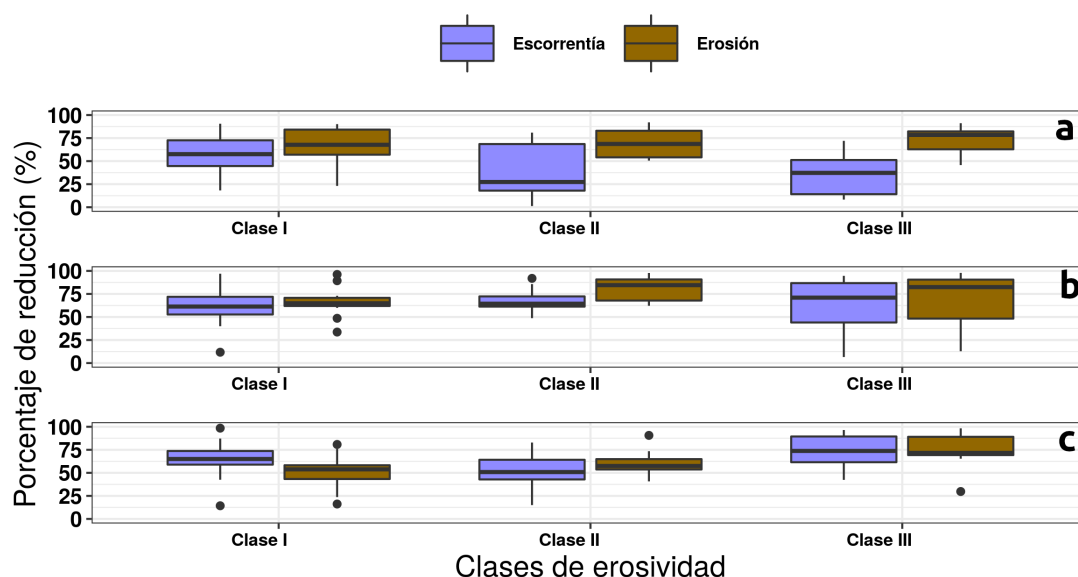


Figura 4.7: Porcentaje de reducción de escorrentía y de erosión en el laboreo reducido del cereal (a), el laboreo reducido del almendro (b) y el laboreo reducido más siembra verde (c), respecto al laboreo intensivo de acuerdo a las diferentes clases de erosividad de los eventos de precipitación.

4.6.4. Distribución de las partículas en el sedimento y razones de enriquecimiento

Cultivo de cereal

La relación entre la distribución de partículas en el suelo y sedimento mostró un enriquecimiento de arena en ambas prácticas de manejo, aunque sin mostrar diferencias estadísticamente significativas (Tabla 4.6). Por otro lado, se observó empobrecimiento de los materiales más finos (arcillas) y valores de enriquecimiento próximos a uno en las partículas de limo (Tabla 4.6), sin existir diferencias significativas entre CT y RT (Tabla 4.6). Además, la erosividad de los eventos no afectó a la movilización relativa (enriquecimientos) de los diferentes tamaños de partículas en ninguno de los manejos (Tabla 4.6).

El tamaño medio ponderado de las partículas transportadas en el sedimento (MWD_e) fue superior en RT (Tabla 4.6). Mientras que el tamaño último de partícula (MWD_d) y la razón de agregación fue ligeramente inferior en CT, aunque no mostraron diferencias significativas (Tabla 4.6). Además, el valor medio de la razón de agregación fue mayor que 1 (indicando que las partículas fueron

transportadas como agregados) en ambos manejos (Tabla 4.6). Al igual que los enriquecimientos, los valores de MWD_e , MWD_d y la razón de agregación no mostraron diferencias significativas entre clases de eventos en ninguno de los manejos (Tabla 4.6).

Tabla 4.6: Promedio y error estándar de los enriquecimientos de arena, limo y arcilla, y del diámetro medio efectivo y disperso de los sedimentos por clase de erosividad en los diferentes manejos implementados en el cultivo de cereal, durante el período de estudio.

Manejo		Clase de erosividad		
		I	II y III	Promedio
CT	ER_{arena}	$1,28 \pm 0,05$	$1,03 \pm 0,03$	$1,19 \pm 0,03$
	ER_{limo}	$1,01 \pm 0,01$	$1,02 \pm 0,01$	$1,02 \pm 0,01$
	$ER_{arcilla}$	$0,87 \pm 0,01$	$0,89 \pm 0,01$	$0,88 \pm 0,01$
	$MWD_e(\mu m)$	$182,75 \pm 2,91$	$182,50 \pm 4,64$	$182,64^B \pm 1,81$
	$MWD_d(\mu m)$	$54,07 \pm 4,42$	$35,41 \pm 0,76$	$47,29 \pm 2,25$
	Razón de agregación	$6,31 \pm 0,22$	$6,01 \pm 0,21$	$6,20 \pm 0,12$
RT	ER_{arena}	$1,14 \pm 0,04$	$1,33 \pm 0,07$	$1,23 \pm 0,03$
	ER_{limo}	$1,05 \pm 0,01$	$1,03 \pm 0,01$	$1,04 \pm 0,01$
	$ER_{arcilla}$	$0,85 \pm 0,01$	$0,83 \pm 0,02$	$0,84 \pm 0,01$
	$MWD_e(\mu m)$	$221,7 \pm 5,31$	$218,47 \pm 7,55$	$220,09^A \pm 3,21$
	$MWD_d(\mu m)$	$41,39 \pm 2,10$	$66,60 \pm 4,71$	$53,53 \pm 1,79$
	Razón de agregación	$7,12 \pm 0,35$	$6,30 \pm 0,40$	$6,73 \pm 0,18$

ER_{arena} : Enriquecimiento de arena. ER_{limo} : Enriquecimiento de limo. $ER_{arcilla}$: Enriquecimiento de arcilla. MWD_e : Diámetro medio efectivo. MWD_d : Diámetro medio disperso. CT: Laboreo intensivo. RT: Laboreo reducido. Letras mayúsculas indican diferencias significativas entre manejos, de acuerdo al test de Kruskal-Wallis con un nivel de significación de 0,1.

Cultivo de almendro

Los sedimentos transportados por la erosión estuvieron enriquecidos en la fracción arena y empobrecidos en arcilla y limo en las tres prácticas implementadas (Tabla 4.7). A excepción de la arcilla, el resto de fracciones granulométricas presentaron diferencias significativas. Así, el enriquecimiento medio de arena fue significativamente mayor en RT y RTG respecto CT (Tabla 4.7). Por otro lado, el sedimento mostró empobrecimiento en limo en los tres manejos, siendo dicho em-

pobrecimiento significativamente mayor en RTG comparado con CT (Tabla 4.7). Por último, sólo el enriquecimiento de arcilla en RTG mostró diferencias significativas entre clases de eventos, siendo menor en eventos más erosivos (Clases II y III) (Tabla 4.7)

Tabla 4.7: Promedio y error estándar de los enriquecimientos de arena, limo y arcilla, y del diámetro medio efectivo y disperso de los sedimentos por clase de erosividad en los diferentes manejos implementados en el cultivo de almendro, durante el período de estudio

Manejo		Clase de erosividad		Promedio
		I	II y III	
CT	ER _{arena}	1,20 ± 0,05	1,14 ± 0,03	1,17 ^B ± 0,02
	ER _{limo}	0,97 ± 0,03	0,93 ± 0,03	0,95 ^A ± 0,02
	ER _{arcilla}	0,71 ± 0,02	0,61 ± 0,02	0,65 ± 0,01
	MWD _e (μm)	690,28 ^a ± 17,71	488,19 ^b ± 15,20	570,53 ± 9,00
	MWD _d (μm)	268,60 ± 21,60	254,91 ± 16,55	260,39 ± 9,20
	Razón de agregación	3,12 ± 0,24	2,58 ± 0,23	2,82 ± 0,12
RT	ER _{arena}	1,42 ± 0,10	1,69 ± 0,05	1,58 ^A ± 0,04
	ER _{limo}	0,85 ± 0,05	0,62 ± 0,04	0,72 ^{AB} ± 0,02
	ER _{arcilla}	0,64 ± 0,04	0,49 ± 0,02	0,55 ± 0,01
	MWD _e (μm)	635,28 ^a ± 23,84	507,08 ^b ± 18,27	568,81 ± 10,56
	MWD _d (μm)	327,63 ± 39,01	448,83 ± 21,35	369,89 ± 14,4
	Razón de agregación	1,87 ± 0,19	1,51 ± 0,06	1,67 ± 0,06
RTG	ER _{arena}	1,48 ± 0,06	1,71 ± 0,06	1,59 ^A ± 0,03
	ER _{limo}	0,79 ± 0,03	0,61 ± 0,04	0,70 ^B ± 0,02
	ER _{arcilla}	0,72 ^a ± 0,03	0,56 ^b ± 0,04	0,64 ± 0,02
	MWD _e (μm)	706,19 ^a ± 21,08	506,67 ^b ± 22,13	606,43 ± 11,29
	MWD _d (μm)	365,07 ± 25,77	452,32 ± 22,75	408,70 ± 12,04
	Razón de agregación	2,28 ^a ± 0,08	1,23 ^b ± 0,07	1,82 ± 0,05

ER_{arena}: Enriquecimiento de arena. ER_{limo}: Enriquecimiento de limo. ER_{arcilla}: Enriquecimiento de arcilla. MWD_e: Diámetro medio efectivo. MWD_d: Diámetro medio disperso. CT: Laboreo intensivo. RT: Laboreo reducido. Letras mayúsculas indican diferencias significativas entre manejos, de acuerdo al test de Dunn con un nivel de significación de 0,1, mientras que las letras minúsculas indican diferencias entre clases de eventos según el test de Kruskal-Wallis.

Respecto al MWD_e, los valores promedio fueron muy similares en CT y RT, y ligeramente superiores en RTG, aunque no se observaron diferencias significativas

entre ellos (Tabla 4.7). Del mismo modo, ni el MWD_d , ni el ratio MWD_e/MWD_d presentaron diferencias significativas entre manejos (Tabla 4.7). Al igual que en el cereal, el valor medio de la razón de agregación (> 1) indica que las partículas fueron transportadas como agregados más que como partículas primarias (Tabla 4.7).

El incremento de la erosividad redujo el valor medio del MWD_e e incrementó el de MWD_d del sedimento transportado en los tres manejos. Sin embargo, estos cambios sólo fueron significativos para el MWD_e de RTG (Tabla 4.7).

4.6.5. Concentración de carbono orgánico, nitrógeno y fósforo en el sedimento

Cultivo de cereal

La disminución de la frecuencia del laboreo (RT) se tradujo en un aumento significativo de la concentración promedio de CO, N y P en el sedimento en comparación con el laboreo intensivo (CT) (Figura 4.8). Del mismo modo, los valores promedio de enriquecimiento de CO, N y P en RT fueron mayores y estadísticamente diferentes a los registrados en CT (Figura 4.9), siendo, además, estos valores superiores a 1 independientemente del manejo. Pese al mayor enriquecimiento y concentración de CO, N y P en el sedimento bajo laboreo reducido (RT), se produjo una reducción evidente de las pérdidas totales: 61 % para CO, 57 % para N y 63 % para P, respecto al manejo convencional (CT) (Tabla 4.8).

En relación con la erosividad de la lluvia, la concentración y enriquecimiento promedio de P fue significativamente mayor en eventos más erosivos (Clases II y III), mientras que la concentración de CO y N no se vieron afectadas por la erosividad de la lluvia en ninguna de las prácticas implementadas (Figuras 4.8 y 4.9).

Cultivo de almendro

La concentración promedio de CO y P en el sedimento fueron más altas en RT que en CT y RTG (Figura 4.8). Respecto a los valores medios de enriquecimiento, sólo existieron diferencias significativas en el enriquecimiento de N, siendo mayor en CT (Figura 4.9). Al igual que sucedió en el cereal, los valores de enriquecimiento de CO y nutrientes fueron superiores a 1 en todas las prácticas implementadas (Figura 4.9). Además, las pérdidas totales de CO y nutrientes se

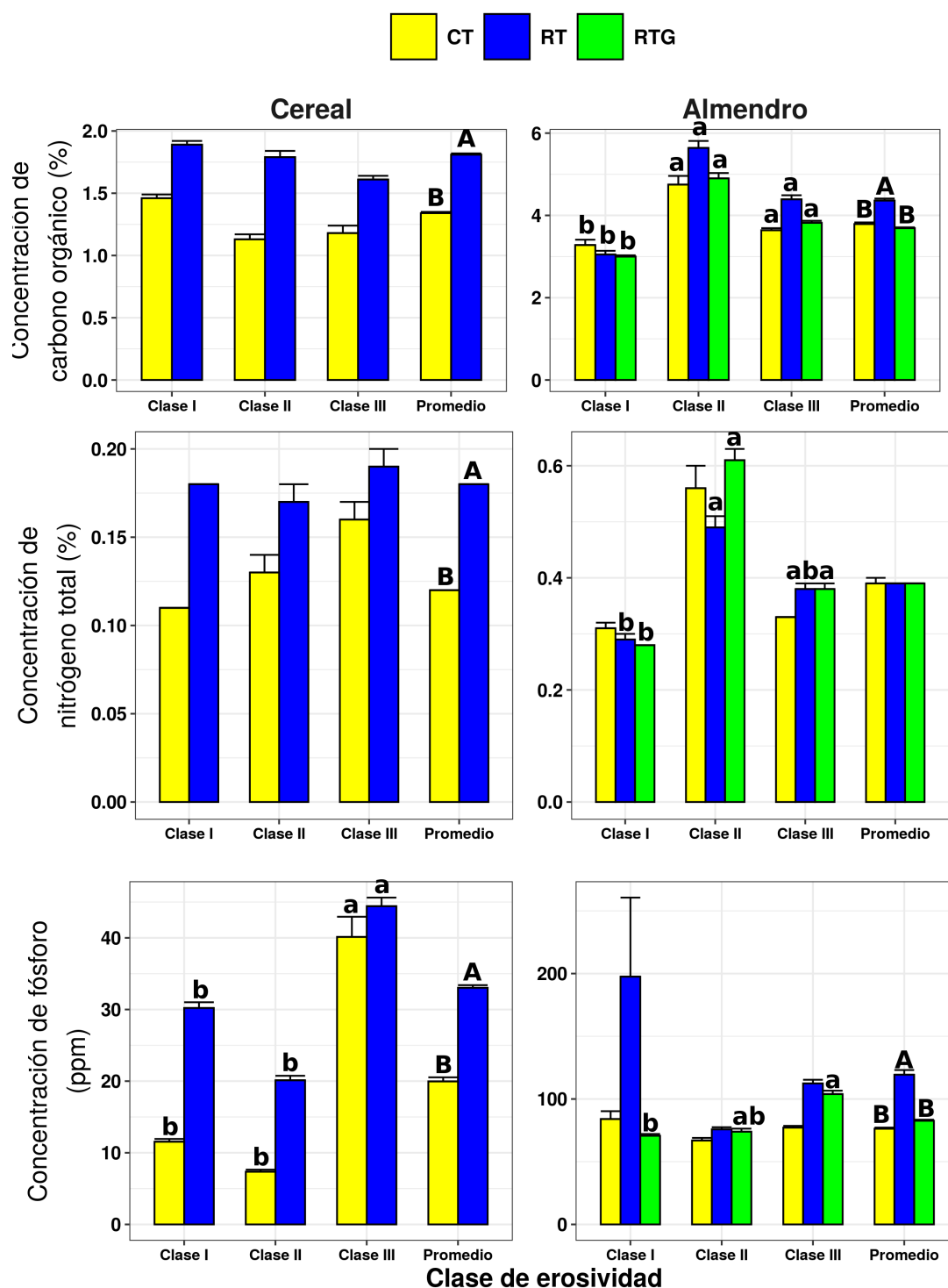


Figura 4.8: Promedio y error estándar de la concentración de carbono orgánico (CO), nitrógeno (N) y fósforo (P) según clases de erosividad en la zona del cereal y almendo. Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas en clases de erosividad dentro de cada práctica de manejo y letras mayúsculas denotan diferencias entre manejos de un mismo cultivo, de acuerdo al test de Dunn a un nivel de significación de 0,1. CT: Laboreo intensivo. RT: Laboreo reducido. RTG: Laboreo reducido más siembra verde.

redujeron significativamente en ambos manejos reducidos (RT y RTG) respecto al laboreo intensivo (CT). En RT, las reducciones fueron del 95 %, 432 % y 88 % para CO, N y P, respectivamente. Mientras que en RTG, éstas alcanzaron el 68 %, 65 % y 75 %, respectivamente (Tabla 4.8).

Tabla 4.8: Pérdidas totales de carbono orgánico, nitrógeno y fósforo disponible en los distintos cultivos y prácticas de manejo implementadas durante el período 2009–2019.

Cultivo	Manejo	CO (kg ha ⁻¹)	N (kg ha ⁻¹)	P (kg ha ⁻¹)
Cereal	CT	22,00	2,92	0,08
	RT	8,61	1,25	0,03
Almendro	CT	28,70	2,63	0,08
	RT	1,54	0,14	0,01
	RTG	9,08	0,91	0,02

CO: Carbono orgánico. N: Nitrógeno. P: Fósforo.

En relación a la erosividad de los eventos, se observó que la concentración y el enriquecimiento promedio de carbono orgánico (CO), nitrógeno (N) y fósforo (P) en los sedimentos aumentaron significativamente al incrementarse la erosividad de la precipitación. Sin embargo, la significatividad de este incremento varió entre los nutrientes y los manejos (CT, RT y RTG). Aunque el CO mostró diferencias significativas en todos estos, el N fue significativo sólo en RT y RTG. Por último, la significatividad para el P se limitó únicamente a RTG (Figuras 4.8 y 4.9).

4.6.6. Relación entre las características climáticas y la respuesta erosiva

Cultivo de cereal

Se observaron correlaciones positivas y significativas entre las variables de la precipitación y las relacionadas con la respuesta hidrológica y erosiva considerando todos los manejos. Además, la respuesta hidrológica y erosiva estuvo más correlacionada con la intensidad de la precipitación que con la cantidad (Tabla 4.9).

Diferenciando entre manejos, la respuesta hidrológica presentó correlaciones

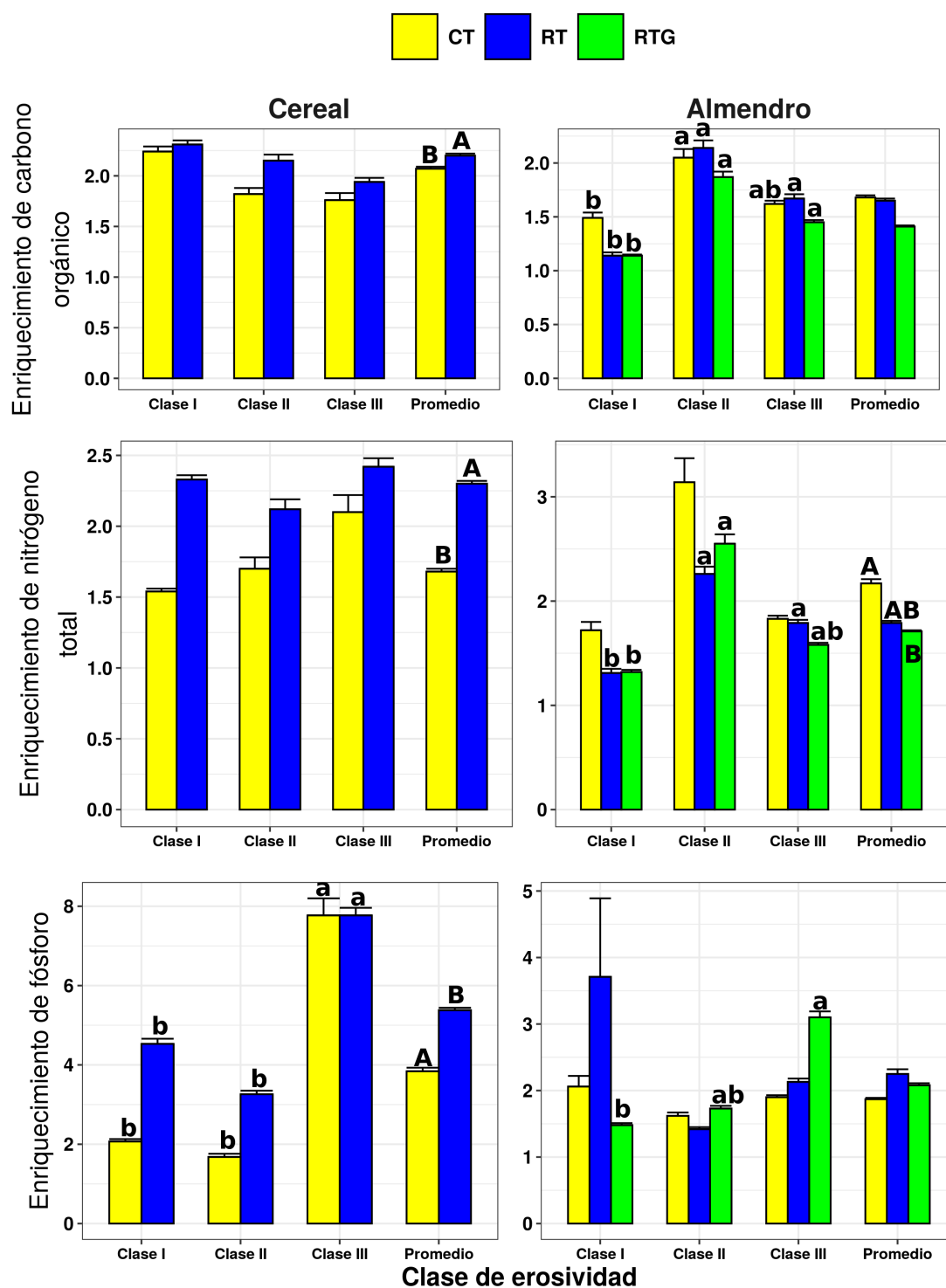


Figura 4.9: Promedio y error estándar del enriquecimiento de carbono orgánico (ER_{CO}), nitrógeno (ER_N) y fósforo (ER_P) según clases de erosividad en la zona del cereal y almendra. Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas en clases de erosividad dentro de cada práctica de manejo y letras mayúsculas denotan diferencias entre manejos de un mismo cultivo, de acuerdo al test de Dunn a un nivel de significación de 0,1. CT: Laboreo intensivo. RT: Laboreo reducido. RTG: Laboreo reducido más siembra verde.

positivas más altas con la intensidad y la erosividad de la precipitación en el laboreo reducido (RT) que en el laboreo intensivo (CT) (Tablas 4.11 y ??).

Por otro lado, la correlación entre la erosividad de la precipitación y la respuesta erosiva fue más alta en el laboreo intensivo ($r = 0,58$; $p < 0,01$) que en el laboreo reducido ($r = 0,53$; $p < 0,05$) (Tablas 4.11 y ??).

Considerando todos los manejos, el enriquecimiento de arcilla se correlacionó positivamente con las variables de la precipitación (cantidad e intensidad) (Tabla 4.9). En cambio, el enriquecimiento de limo y arena presentó correlaciones negativas con las variables de la precipitación (Tabla 4.9). Separando por manejos, en el laboreo reducido (RT), el enriquecimiento de arcilla se correlacionó positivamente con la intensidad y la erosividad de la precipitación, mientras que en el laboreo convencional (CT) se correlacionó positivamente con la cantidad y la intensidad de la lluvia (Tablas 4.11 y ??). Además, sólo el laboreo convencional del cereal presentó una correlación negativa significativa entre el enriquecimiento de limo y el volumen de precipitación ($r = -0,38$; $p < 0,1$) (Tabla 4.11).

Considerando todos los manejos, la concentración de CO y N estuvo correlacionada de forma significativa y positiva con la precipitación total, mientras que la concentración de P lo estuvo tanto con la cantidad como con la intensidad de la precipitación (Tabla 4.9). En RT, a diferencia de CT, la concentración de P no estuvo correlacionada con la precipitación total. (Tablas 4.11 y ??).

Sin diferenciar entre manejos, las correlaciones entre la concentración de CO y N en el sedimento y la erosión fueron significativas y negativas, mientras que para la concentración de P la correlación no fue significativa (Tabla 4.9). En el laboreo convencional del cereal (CT), las correlaciones entre CO, N y erosión fueron, en valor absoluto, mayores que en el reducido (RT) (Tablas 4.11 y ??). Por otro lado, la correlación entre la concentración de P en el sedimento y la erosión sólo fue significativa, y positiva, en el tratamiento convencional (Tablas 4.11 y ??).

Cultivo de almendro

Al igual que en el cultivo de cereal, se encontraron correlaciones positivas y significativas entre las variables de la precipitación y las relacionadas con la respuesta hidrológica y erosiva cuando se consideraron todos los manejos de forma conjunta (Tabla 4.10). No obstante, dichas correlaciones fueron más bajas y menos significativas que las observadas en el cereal (Tabla 4.9).

A diferencia del cultivo de cereal, tanto la respuesta hidrológica, como la ero-

siva, presentaron índices de correlación más bajos en los tratamientos de laboreo reducido (RT y RTG) que en el laboreo convencional (CT) (Tablas 4.13, 4.14 y 4.15). Además, en RTG la correlación entre la respuesta erosiva y las variables relacionadas con la intensidad y erosividad fue menor que en RT, destacando la ausencia de correlación con la intensidad máxima en 30 min (Tabla 4.14).

Considerando todos los manejos, los tamaños de partículas en el sedimento mostraron correlaciones más altas que en el cereal (Tablas 4.9 y 12). El enriquecimiento de arcilla no presentó correlación con la intensidad, ni con la erosividad de la lluvia (Tabla 4.10). La correlación entre la intensidad y la erosividad de la precipitación, y el enriquecimiento de limo fue positiva (Tabla 4.10). Al igual que en el cultivo de cereal, las correlaciones entre enriquecimiento de arena y las variables de la precipitación fueron negativas (Tabla 4.10). A diferencia del cultivo de cereal, sí se observaron correlaciones significativas entre MWD_e y las variables de la precipitación, las cuales fueron negativas (Tabla 4.10). Además, el MWD_e presentó una correlación significativa y negativa con la escorrentía y la concentración de CO, N y P (Tabla 4.10).

Si se tienen en cuenta los diferentes manejos del almendro, CT y RTG presentaron correlaciones negativas y significativas entre el MWD_e y la intensidad y erosividad, siendo menores y menos significativas en RTG que en CT (Tablas 4.13 y 4.15).

Sin diferenciar manejos, sólo se observó una correlación positiva y significativa entre la respuesta erosiva y la concentración de P en el sedimento (Tabla 4.10). Sin embargo, en el laboreo convencional (CT) sí se observaron correlaciones positivas y significativas entre la respuesta erosiva y la concentración de CO y N en el sedimento (Tabla 4.13), mientras que en RT y RTG la respuesta erosiva sólo estuvo positivamente correlacionada con la concentración de P en el sedimento (Tablas 4.14 y 4.15).

Tabla 4.9: Correlaciones significativas ($p\text{-value} < 0,1$) entre las características de la precipitación y la respuesta hidrológica y erosiva con todos los manejos del cultivo de cereal.

	SC	SL	Q	CO	N	P	ER _{arcilla}	ER _{limo}	ER _{arena}	MWD _e	MWD _d
R	0,14	0,30	0,39	0,14	0,17	0,18	0,22	-0,24	-0,32		
I₃₀	0,43	0,56	0,41			0,30	0,34	-0,21			
I₆₀	0,44	0,57	0,48			0,3	0,22		-0,26		
RE	0,33	0,51	0,48			0,29	0,24	-0,21	-0,23		
SC	1	0,63	0,16	-0,26	-0,39					-0,31	
SL		1	0,8	-0,36	-0,37					-0,22	
Q			1	-0,27	-0,19						0,24
CO				1	0,58	0,42		-0,27			0,23
N					1	0,22					
P						1					
ER_{arcilla}							1		-0,71		-0,58
ER_{limo}								1	-0,46		-0,51
ER_{arena}									1		0,93
MWD_e										1	
MWD_d											1

SC: Concentración de sedimentos. SL: Erosión. Q: Escorrentía. CO: Concentración de carbono orgánico en sedimentos. N: Concentración de nitrógeno en sedimentos. P: Concentración de fósforo asimilable en sedimentos. ER_{arcilla}: Enriquecimiento de arcilla. ER_{limo}: Enriquecimiento de limo. ER_{arena}: Enriquecimiento de arena. MWD_e: Diámetro medio efectivo. MWD_d: Diámetro medio disperso. R: Precipitación acumulada. I₃₀: Intensidad máxima de la precipitación en media hora. I₆₀: Intensidad máxima de la precipitación en 1 hora. RE: Erosividad de la precipitación.

Tabla 4.10: Correlaciones significativas ($p\text{-value} < 0,1$) entre las características de la precipitación y la respuesta hidrológica y erosiva con todos los manejos del cultivo de almendro.

	SC	SL	Q	CO	N	P	ER _{arcilla}	ER _{limo}	ER _{arena}	MWD _e	MWD _d
R		0,27	0,34	0,47	0,43	0,20	-0,23	-0,30	-0,39	-0,29	
I₃₀	0,10	0,21	0,20	0,3	0,24	0,22		0,42	-0,37	-0,29	
I₆₀	0,17	0,31	0,26	0,31	0,24	0,19		0,40	-0,35	-0,29	
RE	0,11	0,30	0,30	0,41	0,35	0,29		0,45	-0,39	-0,38	
SC	1	0,63	-0,15			0,29		0,36	-0,25		-0,25
SL		1	0,62			0,20		0,34	-0,21	-0,23	-0,27
Q			1				0,44	0,54	-0,55	-0,27	-0,19
CO				1	0,86	0,51				-0,37	
N					1	0,5	-0,42	-0,39	0,37	-0,24	0,36
P						1		0,34	-0,27	-0,47	-0,27
ER_{arcilla}							1	0,69	-0,78	-0,31	-0,77
ER_{limo}								1	-0,91	-0,58	-0,88
ER_{arena}									1	0,61	0,98
MWD_e										1	0,6
MWD_d											1

SC: Concentración de sedimentos. SL: Erosión. Q: Escorrentía. CO: Concentración de carbono orgánico en sedimentos. N: Concentración de nitrógeno en sedimentos. P: Concentración de fósforo asimilable en sedimentos. ER_{arcilla}: Enriquecimiento de arcilla. ER_{limo}: Enriquecimiento de limo. ER_{arena}: Enriquecimiento de arena. MWD_e: Diámetro medio efectivo. MWD_d: Diámetro medio disperso. R: Precipitación acumulada. I₃₀: Intensidad máxima de la precipitación en media hora. I₆₀: Intensidad máxima de la precipitación en 1 hora. RE: Erosividad de la precipitación.

Tabla 4.11: Correlaciones significativas ($p\text{-value} < 0,1$) entre las características de la precipitación y la respuesta hidrológica y erosiva en el laboreo intensivo del cereal.

	SC	SL	Q	CO	N	P	ER _{arcilla}	ER _{limo}	ER _{arena}	MWD _e	MWD _d
R	0,24	0,40	0,41			0,29	0,33	-0,38			0,42
I₃₀	0,59	0,53	0,31			0,29	0,30				
I₆₀	0,63	0,63	0,41		-0,20	0,38					
RE	0,53	0,58	0,43			0,34					
SC	1	0,70	0,31	-0,21	-0,35	0,25				-0,32	
SL		1	0,18	-0,34	-0,32	0,3				-0,33	
Q			1	-0,33	-0,22						0,18
CO				1	0,42	0,29			-0,32		-0,22
N					1						-0,28
P						1					
ER_{arcilla}							1		-0,65		-0,44
ER_{limo}								1	-0,40		-0,53
ER_{arena}									1		0,89
MWD_e										1	-0,30
MWD_d											1

SC: Concentración de sedimentos. SL: Erosión. Q: Escorrentía. CO: Concentración de carbono orgánico en sedimentos. N: Concentración de nitrógeno en sedimentos. P: Concentración de fósforo asimilable en sedimentos. ER_{arcilla}: Enriquecimiento de arcilla. ER_{limo}: Enriquecimiento de limo. ER_{arena}: Enriquecimiento de arena. MWD_e: Diámetro medio efectivo. MWD_d: Diámetro medio disperso. R: Precipitación acumulada. I₃₀: Intensidad máxima de la precipitación en media hora. I₆₀: Intensidad máxima de la precipitación en 1 hora. RE: Erosividad de la precipitación.

Tabla 4.12: Correlaciones significativas ($p\text{-value} < 0,1$) entre las características de la precipitación y la respuesta hidrológica y erosiva en el laboreo reducido del cereal.

	SC	SL	Q	CO	N	P	ER _{arcilla}	ER _{limo}	ER _{arena}	MWD _e	MWD _d
R		0,25	0,40	0,21	0,25						
I₃₀	0,36	0,56	0,53			0,33	0,42				
I₆₀	0,34	0,61	0,58			0,26					
RE	0,22	0,53	0,57			0,28	0,31				
SC	1	0,48		-0,18	-0,29						
SL		1	0,80	-0,24	-0,26						
Q			1								
CO				1	0,70					-0,55	0,37
N					1			0,37		-0,42	0,38
P						1	-0,64		0,45		0,35
ER_{arcilla}							1		-0,73		-0,66
ER_{limo}								1	-0,59	-0,57	-0,58
ER_{arena}									1		0,95
MWD_e										1	
MWD_d											1

SC: Concentración de sedimentos. SL: Erosión. Q: Escorrentía. CO: Concentración de carbono orgánico en sedimentos. N: Concentración de nitrógeno en sedimentos. P: Concentración de fósforo asimilable en sedimentos. ER_{arcilla}: Enriquecimiento de arcilla. ER_{limo}: Enriquecimiento de limo. ER_{arena}: Enriquecimiento de arena. MWD_e: Diámetro medio efectivo. MWD_d: Diámetro medio disperso. R: Precipitación acumulada. I₃₀: Intensidad máxima de la precipitación en media hora. I₆₀: Intensidad máxima de la precipitación en 1 hora. RE: Erosividad de la precipitación.

Tabla 4.13: Correlaciones significativas ($p\text{-value} < 0,1$) entre las características de la precipitación y la respuesta hidrológica y erosiva en el laboreo convencional del almendro.

	SC	SL	Q	CO	N	P	ER _{arcilla}	ER _{limo}	ER _{arena}	MWD _e	MWD _d
R		0,45	0,42	0,48	0,46					-0,36	
I₃₀	0,20	0,32	0,22	0,30	0,24					-0,46	
I₆₀	0,31	0,43	0,27	0,34	0,24					-0,40	
RE	0,25	0,44	0,33	0,39	0,31					-0,52	
SC	1	0,67		0,24		0,37		0,40			
SL		1	0,53	0,38	0,24						
Q			1	0,42	0,23		0,34				
CO				1	0,79					-0,39	
N					1						
P						1		0,53			
ER_{arcilla}							1	0,46	-0,61		-0,65
ER_{limo}								1	-0,87	-0,48	-0,76
ER_{arena}									1	0,51	0,92
MWD_e										1	0,42
MWD_d											1

SC: Concentración de sedimentos. SL: Erosión. Q: Escorrentía. CO: Concentración de carbono orgánico en sedimentos. N: Concentración de nitrógeno en sedimentos. P: Concentración de fósforo asimilable en sedimentos. ER_{arcilla}: Enriquecimiento de arcilla. ER_{limo}: Enriquecimiento de limo. ER_{arena}: Enriquecimiento de arena. MWD_e: Diámetro medio efectivo. MWD_d: Diámetro medio disperso. R: Precipitación acumulada. I₃₀: Intensidad máxima de la precipitación en media hora. I₆₀: Intensidad máxima de la precipitación en 1 hora. RE: Erosividad de la precipitación.

Tabla 4.14: Correlaciones significativas ($p\text{-value} < 0,1$) entre las características de la precipitación y la respuesta hidrológica y erosiva en el laboreo reducido del almendro.

	SC	SL	Q	CO	N	P	ER _{arcilla}	ER _{limo}	ER _{arena}	MWD _e	MWD _d
R		0,21	0,25	0,69	0,67	0,45	-0,59	-0,57		-0,30	
I₃₀		0,27			0,23						
I₆₀	0,25	0,38	0,20								
RE		0,34	0,22	0,40	0,39	0,37					
SC	1	0,71	-0,21								
SL		1	0,45			0,42					
Q			1							-0,41	
CO				1	0,91					-0,46	
N					1		-0,64	-0,68	0,61	-0,54	0,61
P						1				-0,61	
ER_{arcilla}							1	0,63	-0,53		-0,52
ER_{limo}								1	-0,84	-0,48	-0,83
ER_{arena}									1	0,51	0,99
MWD_e										1	0,5
MWD_d											1

SC: Concentración de sedimentos. SL: Erosión. Q: Escorrentía. CO: Concentración de carbono orgánico en sedimentos. N: Concentración de nitrógeno en sedimentos. P: Concentración de fósforo asimilable en sedimentos. ER_{arcilla}: Enriquecimiento de arcilla. ER_{limo}: Enriquecimiento de limo. ER_{arena}: Enriquecimiento de arena. MWD_e: Diámetro medio efectivo. MWD_d: Diámetro medio disperso. R: Precipitación acumulada. I₃₀: Intensidad máxima de la precipitación en media hora. I₆₀: Intensidad máxima de la precipitación en 1 hora. RE: Erosividad de la precipitación.

Tabla 4.15: Correlaciones significativas ($p\text{-value} < 0,1$) entre las características de la precipitación y la respuesta hidrológica y erosiva en el laboreo reducido más siembra verde del almendro.

	SC	SL	Q	CO	N	P	ER _{arcilla}	ER _{limo}	ER _{arena}	MWD _e	MWD _d
R		0,23	0,44	0,33	0,32						
I₃₀			0,28	0,30	0,23	0,34				0,36	
I₆₀		0,21	0,35	0,31	0,24	0,29				0,36	
RE		0,23	0,40	0,40	0,35	0,35				0,41	
SC	1	0,63	-0,20			0,37					
SL		1	0,58			0,29					
Q			1							-0,36	
CO				1	0,88	0,65				-0,39	
N					1	0,64	-0,51	-0,34		-0,32	
P						1				-0,45	
ER_{arcilla}							1	0,87	-0,93	-0,43	-0,90
ER_{limo}								1	-0,94	-0,64	-0,92
ER_{arena}									1	0,68	0,98
MWD_e										1	0,72
MWD_d											1

SC: Concentración de sedimentos. SL: Erosión. Q: Escorrentía. CO: Concentración de carbono orgánico en sedimentos. N: Concentración de nitrógeno en sedimentos. P: Concentración de fósforo asimilable en sedimentos. ER_{arcilla}: Enriquecimiento de arcilla. ER_{limo}: Enriquecimiento de limo. ER_{arena}: Enriquecimiento de arena. MWD_e: Diámetro medio efectivo. MWD_d: Diámetro medio disperso. R: Precipitación acumulada. I₃₀: Intensidad máxima de la precipitación en media hora. I₆₀: Intensidad máxima de la precipitación en 1 hora. RE: Erosividad de la precipitación.

4.7. Discusión

4.7.1. Efecto de las prácticas de manejo sostenible en la generación de escorrentía y erosión

Las tasas anuales de escorrentía y erosión observadas en el cultivo de cereal (CT: 2,52 mm año⁻¹ y 496,79 kg ha⁻¹ año⁻¹; RT: 1,49 mm año⁻¹ y 116,77 kg ha⁻¹ año⁻¹) (Tabla 4.5) son menores a las reportadas por Duran Zuazo et al. (2014), pero dentro del rango de otros autores (Kosmas et al., 1997; Maetens et al., 2012). Por otro lado, en el cultivo de almendro, las tasas anuales de escorrentía y erosión (CT: 2,63 mm año⁻¹ y 84,21 kg ha⁻¹ año⁻¹; RT: 0,68 mm año⁻¹ y 11,2 kg ha⁻¹ año⁻¹) (Tabla 4.5) fueron más bajas que las observadas por otros autores (Duran Zuazo et al., 2014; Gómez et al., 2009; Sastre et al., 2017) y en el mismo rango que los resultados obtenidos en otros estudios (Kairis et al., 2013; Ruiz-Colmenero et al., 2011). La gran variabilidad en las condiciones naturales, en la escala temporal y espacial, así como en la complejidad de las interacciones ambientales y el diseño de las parcelas de erosión (Boix-Fayos et al., 2005), pueden explicar el amplio rango de tasas de escorrentía y erosión encontrado en la bibliografía para zonas semiáridas del Mediterráneo.

Desde el punto de vista de la conservación del suelo, sólo el laboreo intensivo del cereal presentó una tasa de erosión anual superior al límite inferior de formación de suelo que oscila entre 0,3 y 1,4 t ha⁻¹ año⁻¹ según Verheijen et al. (2009) en las condiciones ambientales predominantes en Europa.

El laboreo reducido (RT), en ambos cultivos, y la combinación de laboreo reducido más siembra verde (RTG), en el almendro, redujeron significativamente las tasas de escorrentía (entre un 41 y un 76 %) y erosión (entre un 72 y un 87 %) respecto al laboreo convencional (Tabla 4.5). Reducciones similares en la escorrentía y erosión total debido al laboreo reducido se han observado en diferentes cultivos (Preiti et al., 2017; Ruiz-Colmenero et al., 2013). No obstante, en el estudio realizado por Biddoccu et al. (2014), la reducción del laboreo aumentó en un 86 % la erosión generada respecto al laboreo convencional.

Por otro lado, en RTG la reducción de escorrentía total (76 %) fue superior a la observada por otros autores (Biddoccu et al., 2017; Gómez et al., 2009; Keesstra et al., 2016; Novara et al., 2021), mientras que la reducción en la erosión total mostró valores similares a aquellos obtenidos en otros experimentos en condiciones semiáridas (Biddoccu et al., 2017; Espejo-Pérez et al., 2013; Kairis et al., 2013;

Ordóñez-Fernández et al., 2007; Ruiz-Colmenero et al., 2011).

La reducción de escorrentía y de erosión con la disminución de la intensidad del laboreo se debe, en parte, al desarrollo de una cubierta vegetal durante los meses de otoño e invierno (espontánea o introducida, en el caso de la siembra verde). En el cultivo del cereal la biomasa aumentó entre un 25 y un 30 % en RT, en comparación con CT. Mientras que en el del almendro el incremento de cubierta vegetal con los manejos de laboreo reducido (RT y RTG) fue aproximadamente del 40 % con respecto a CT. Sin embargo, la incorporación de abonado verde (RTG) no supuso un aumento en el porcentaje de cubierta vegetal en comparación con RT (Almagro et al., 2016), lo que ayuda explicar la escasa diferencia observada en las tasas de erosión entre ambas prácticas (Figura 4.5).

Esta cubierta vegetal, que se desarrolla como resultado de la reducción de la frecuencia del laboreo, presenta una doble funcionalidad al actuar como: i) barrera, interceptando las gotas de lluvia y amortiguando su potencial erosivo, y ii) obstáculo para el flujo superficial, reduciendo su velocidad y favoreciendo la infiltración (Francia Martínez et al., 2006; Preiti et al., 2017). A su vez, estos manejos mejoran ciertas propiedades del suelo, como la capacidad de infiltración (Alvarez et al., 2017; Haruna et al., 2018) o la estructura del mismo (vía aumento de estabilidad de agregados), lo que se traduce en una mayor resistencia del suelo a la erosión (García-Fayos, 2004; Porta et al., 2013).

La disminución de escorrentía y erosión en el cultivo de cereal bajo RT fue debida, además de por el incremento en la cubierta vegetal, a la supresión del laboreo con vertedera. Se trata de una técnica muy agresiva que provoca el volteo del suelo, dejando en superficie el material subsuperficial, el cual presenta, por lo general, una menor calidad en comparación con el del horizonte superficial (estabilidad estructural, permeabilidad, nutrientes, etc.), provocando un incremento de la erosionabilidad del suelo (Batista et al., 2023; De Alba et al., 2008).

Tras diez años de experimentación se observó, en ambos cultivos, una mejora en algunos indicadores de la calidad del suelo (concentración de CO, N y P) tras la implementación de los diferentes manejos sostenibles (Tabla 4.4). Este cambio, motivado por la reducción en la intensidad del laboreo y el subsiguiente desarrollo de cubierta vegetal, también puede estar detrás del mayor control de la erosión observado (Tabla 4.5). De hecho, este efecto beneficioso ya fue detectado en las prácticas de laboreo reducido (RT y RTG) a corto plazo (cuatro años después de su implementación) en el cultivo de almendro (Almagro et al., 2016). Esta mejora también ha sido observada en otras zonas con prácticas de manejo

sostenible similares y bajo diferentes cultivos (por ejemplo: Almagro et al. 2023; Martínez-Mena et al., 2013; González-Rosado et al., 2022, 2023; Marotti et al., 2023).

En ambos cultivos, la reducción de la frecuencia del laboreo fue más efectiva en reducir la erosión que la escorrentía, al igual que lo observado en otras investigaciones donde las cubiertas vegetales (espontáneas o introducidas) fueron más efectivas en reducir las pérdidas de suelo por erosión (Tabla 4.5) (Repullo-Ruibérriz de Torres et al., 2018; Shi et al., 2013). Sin embargo, la combinación de laboreo reducido más abono verde (sólo en el cultivo de almendro) presentó una concentración de sedimentos promedio superior a RT y CT, probablemente como resultado de la influencia de otros factores locales que no se han tenido en cuenta en este trabajo (por ejemplo: microtopografía, fuentes de sedimentos, distribución espacial de la cubierta vegetal, etc) (Figura 4.5). Esto ayuda a explicar por qué, en el cultivo de almendro, RT fue más efectivo en reducir la erosión que RTG respecto a CT, mientras que la efectividad en reducir la escorrentía fue muy similar entre ambas prácticas. Estos resultados son contrarios a los obtenidos por otros autores, los cuales indican que el laboreo reducido junto con la siembra o abono verde reduce más la escorrentía y la erosión que sólo el laboreo reducido (Biddoccu et al., 2014; Maetens et al., 2012).

En el cultivo del cereal, la reducción de escorrentía con el laboreo reducido (RT) osciló entre 36 y 58 %, alcanzando su máximo en los eventos menos erosivos (Clase I; Figura 4.7). Este pico de efectividad durante los eventos de Clase I, que son más frecuentes en invierno (Tabla 4.1), podría atribuirse a la mayor protección que presenta el suelo al estar cubierto por vegetación en esa época, en comparación con el verano u otoño, cuando sólo hay rastrojos. No obstante, la disminución de la erosión fue ligeramente superior para los eventos más erosivos (Figura 4.7), lo que sugiere que tanto la presencia de los rastrojos como la mejora de la calidad del suelo contribuyen de manera significativa a reducir la pérdida de suelo.

En el cultivo de almendro, el laboreo reducido (RT), al igual que la siembra verde (RTG), mostró un efecto en el control de la escorrentía que fue similar e independiente de la erosividad de la precipitación (entre un 60 y un 67,4 % de reducción), mientras que la reducción de la erosión fue más alta para los eventos más erosivos (entre un 62 y un 97 %) (Figura 4.7). En RTG la reducción promedio en la erosión para los eventos menos erosivos (Clase I) fue aproximadamente del 51 %, mientras que la reducción media en la Clase III fue del 73 % (Figura 4.7).

Estudios previos encontraron mayores reducciones de erosión durante los eventos más erosivos en otros cultivos arbóreos con cubiertas verdes (Bagagiolo et al., 2018; Marques et al., 2008; Napoli et al., 2017).

Estos resultados son consistentes con la mayor sensibilidad a la erosividad de la precipitación bajo los tratamientos convencionales (CT) que con aquellos que implican una reducción de la frecuencia del laboreo (RT) o la adición de siembra o abono verde (RTG). Esto puede observarse en las correlaciones de la erosión y la concentración de sedimentos con la erosividad de lluvia. Los valores de correlación son consistentemente más altos en el manejo convencional (CT) (Tabla 4.13) que en los manejos de laboreo reducido (RT y RTG) (Tablas 4.14 y 4.15), en comparación con el convencional (CT) (Tabla 4.13). Esto sugiere que estas prácticas de manejo sostenible son técnicas especialmente útiles para la adaptación al cambio climático, que se caracteriza por un incremento en la irregularidad e intensidad de las lluvias (Eekhout et al., 2018; Ozturk et al., 2015). Otros investigadores también encontraron que estas prácticas de conservación incrementaron la resiliencia de los suelos a eventos de lluvia de alta intensidad (Beniston et al., 2015). Además, cabe destacar que en este estudio sólo cuatro eventos representaron aproximadamente el 60 % de la erosión total que se registró durante los diez años de estudio, en ambos cultivos. Precisamente, estos eventos fueron los de mayor intensidad (Clase III), como es característico de las zonas semiáridas (Merten et al., 2015; Ruiz-Colmenero et al., 2011).

La respuesta erosiva fue más sensible a la intensidad de la precipitación que al volumen de la misma en ambos cultivos (Tablas 4.9 y 4.10). Esto enfatiza la estrecha conexión entre erosividad de la precipitación y la erosión en zonas semiáridas, una tendencia ampliamente señalada por otros autores (González-Hidalgo et al., 2007; Martínez-Mena et al., 2008). En líneas generales, los coeficientes de correlación entre características climáticas y la respuesta erosiva fue mayor en el cultivo de cereal que en el almendro (Tablas 4.9 y 4.10). Esto es consistente con el hecho de que los suelos frágiles y pobres en nutrientes, como es el caso del suelo en el que se cultiva el cereal, son más sensibles a las condiciones climáticas (Beverly et al., 2018), lo que pone de relieve la importancia de la regeneración de suelos como medio para incrementar su resiliencia y la adaptación al cambio climático (Batáry et al., 2015; Maharjan et al., 2018).

En ambos cultivos, el efecto de las prácticas de manejo sostenible (RT y RTG) sobre la escorrentía y la erosión se produjo antes del segundo año de su implementación (Figura 4.6). Otros autores, como Sastre et al. (2017), también

observaron un efecto a corto plazo en el control de la erosión empleando cubiertas verdes en olivar. Este efecto positivo a corto plazo enfatiza el interés en usar estas técnicas o manejos en zonas donde la erosión hídrica es factor importante en la aceleración de la degradación del suelo. La ausencia o suavizado de los cambios bruscos de escorrentía y erosión acumulada en RT y RTG, en comparación con CT (Figura 4.6), también pone de manifiesto el efecto de las prácticas de manejo sobre el control de ambas variables. Además, se trata de un efecto prolongado en el tiempo ya que, en líneas generales, se observa un incremento progresivo de las diferencias entre el valor acumulado de escorrentía y erosión entre CT y, ambos, RT y RTG (Figura 4.6).

4.7.2. Efecto de las prácticas de manejo sostenible en la movilización de carbono orgánico y nutrientes por erosión

En comparación con CT, la concentración de CO y nutrientes (N y P) en el sedimento movilizado fue mayor en RT en el cereal y ligeramente más alta, aunque no significativamente, en el cultivo de almendro (Figura 4.8). Este hecho es consistente con los incrementos de concentración de CO, N y P en el suelo tras la implementación de las prácticas de manejo sostenibles (Tabla 4.4). Concretamente, la reducción de la frecuencia del laboreo, con el consiguiente desarrollo de vegetación y la incorporación al suelo de los residuos de biomasa, incrementaron la concentración de CO y P en el suelo del cultivo de cereal en un 45 %, aproximadamente (Tabla 4.4). Por otro lado, en el cultivo de almendro, la concentración de CO aumentó entre un 23 y un 32 %, mientras que la concentración de N aumentó entre un 36 y un 64 %, dependiendo del manejo (RT o RTG, respectivamente), respecto a CT (Tabla 4.4). Otros trabajos obtuvieron similares incrementos en la concentración de CO y nutrientes con la reducción del laboreo en diferentes tipos de cultivos (Almagro et al., 2016; García-Franco et al., 2015; Pardini et al., 2017; Ramos et al., 2011). El mayor aumento de N observado en RTG puede explicarse por el uso de leguminosas como parte de la siembra verde, pues gracias a su simbiosis con bacterias fijadoras de nitrógeno son capaces de realizar un mayor aporte de este nutriente al suelo (Gou et al., 2023; Kebede, 2021).

El enriquecimiento de CO (ER_{CO}) y N (ER_N) en el sedimento fue, además, más alto en RT que en CT en el cultivo de cereal (Figura 4.9). Por el contrario, en el

cultivo de almendro los valores medios de estos enriquecimientos fueron inferiores a los del laboreo convencional (Figura 4.9). Esta diferencia fue especialmente notable en RTG, cuyos ER_{CO} y ER_N fueron incluso más bajos que RT (Figura 4.9). Este aspecto puede estar relacionado con el enriquecimiento de arena y el empobrecimiento en limo observado en las prácticas de laboreo reducido en el cultivo de almendro (Tabla 4.7), y a la consecuente menor abundancia de CO y N asociada a las fracciones más gruesas. Esta observación concuerda con lo señalado por Shi y Schulin (2018), quienes observaron una reducción en las razones de enriquecimiento del carbono orgánico y de determinados nutrientes (nitrógeno, fósforo, cobre y zinc) conforme se incrementó el tamaño de los sedimentos durante un evento de lluvia. En general, un mayor enriquecimiento de nutrientes en los sedimentos está asociado con la movilización selectiva de partículas más finas en los procesos erosivos (Ordóñez-Fernández et al., 2007). Asimismo, se ha observado en otros estudios que la combinación de laboreo reducido más siembra verde resulta en una mayor protección física del carbono (Almagro et al., 2016; García-Franco et al., 2015), comparado con el manejo convencional, lo que puede explicar por qué hay menos enriquecimiento de CO en RTG que en CT y RT.

A pesar del aumento general en la concentración de CO, N y P en el sedimento erosionado bajo RT en el cereal y bajo RT y RTG en el almendro, las pérdidas totales de estos elementos fueron inferiores (Tabla 4.8). Esta reducción es una consecuencia directa de la menor escorrentía y erosión, así como del mencionado enriquecimiento del sedimento en fracciones más gruesas (Gómez et al., 2009; Napoli et al., 2017). En el cultivo de cereal, las pérdidas totales se redujeron en un 61, 57 y 67 % para el CO, N y P, respectivamente (Tabla 4.8). En el cultivo de almendro, la reducción con RT fue de un 94,6, 94,7 y 87 %, para el CO, N y P, respectivamente. Mientras que en RTG, las pérdidas se redujeron en un 68,4, 65,6 y 75,32 %, respectivamente (Tabla 4.8). Otros autores encontraron menores reducciones en las pérdidas de CO y N bajo labranza reducida que las obtenidas en este trabajo: aproximadamente un 33 % en cultivos de trigo (Atreya et al., 2006); 50-67 % bajo cubiertas verdes permanentes en viñedos (Ruiz-Colmenero et al., 2011, 2013) o bajo cubiertas verdes en olivares (Márquez-García et al., 2013). Valores similares a los de este estudio fueron observados para CO y N en olivares con cubierta verde (Repullo-Ruibérriz de Torres et al., 2018) y también para el P en cultivos de trigo (Atreya et al., 2006). Todo ello pone de manifiesto que las prácticas de manejo enfocadas al control de la erosión tienen un mayor impacto en la reducción de las pérdidas de carbono y nutrientes por erosión que aquellas

enfocadas a cambiar la concentración de carbono y nutrientes en los sedimentos (Owens et al., 2002).

En el cultivo de cereal, no se encontraron relaciones significativas entre el tamaño de partícula del sedimento transportado y la erosividad de la lluvia, mientras que sí se encontraron correlaciones significativas y negativas entre las tasas de erosión y la concentración de CO y N en el sedimento (Tabla 4.9). Esto sugiere que en el cultivo de cereal los eventos más erosivos también generan erosión concentrada, movilizand material edáfico de capas más profundas, que son, en general, menos ricos en CO y nutrientes (Aguilera-Huertas et al., 2022; Batista et al., 2023; Teramage et al., 2023).

En la zona del almendro los eventos más erosivos transportaron partículas más pequeñas (Tabla 4.10), que están fuertemente ligadas a CO y nutrientes (como N y P) (García-Franco et al., 2015; Shi & Schulin, 2018). De hecho, se observaron correlaciones significativas y negativas entre la concentración de los diferentes nutrientes y CO con el tamaño de partícula del sedimento transportado, indicando que estos fueron transportados principalmente ligados a las partículas más pequeñas que, generalmente tienen una mayor capacidad de unión específica que las partículas de mayor tamaño (Quinton & Catt, 2007; Sharpley, 1980). Otros autores encontraron correlaciones positivas entre la concentración de CO en sedimento y la intensidad de la lluvia en suelos con características similares a los de la zona del almendro (Martínez-Mena et al., 2008; Sastre et al., 2017; Velardo et al., 2009).

Del mismo modo que las prácticas de manejo sostenible evaluadas fueron más efectivas en reducir erosión en los eventos más intensos, también mostraron mayores reducciones en las pérdidas totales de CO, N y P en este tipo de eventos. Estos resultados deben contribuir a aumentar la conciencia de los agricultores y otros actores interesados acerca de la importancia de reducir la erosión del suelo mediante la aplicación de prácticas de manejo sostenibles. La realización de análisis económicos donde se incluyeran los costes asociados a la pérdida de materia orgánica y nutrientes (costes indirectos) podrían contribuir a concienciar a los agricultores de la importancia de la aplicación de prácticas de manejo sostenible en sus cultivos. Montanaro et al. (2017) observaron que las pérdidas de carbono y nutrientes (por ejemplo: N, P y K) por erosión en los suelos desnudos fueron 35 veces más grandes que en aquellos suelos protegidos por vegetación. Esto conduciría a un empobrecimiento de la capa superficial del suelo y por tanto, a un coste adicional a los agricultores, ya que es necesario utilizar fertilizantes para re-

emplazar los nutrientes perdidos por erosión y minimizar la consecuente pérdida de productividad (Pimentel et al., 1995).

En el cultivo de cereal, la movilización de CO en CT y RT representó aproximadamente un 0,55 % del total de suelo erosionado, mientras que el N y P movilizado representó un 0,80 % y un 0,01 %, respectivamente, siendo los valores ligeramente más altos en RT. Por otro lado, en el laboreo intensivo (CT) y reducido (RT y RTG) en cultivo de almendro, el CO movilizado representó un 3 %, el N un 0,20 % y el P un 0,01 % del suelo total erosionado, siendo los valores ligeramente más altos cuando se combinan RT y RTG. Estos porcentajes medios se encuentran dentro del rango observado por otros autores (Napoli et al., 2017). Estos porcentajes aumentaron con la intensidad de los eventos, sobre todo en la zona del almendro, donde se encontraron correlaciones significativas y positivas entre la concentración de CO y nutrientes (N y P) y la intensidad de lluvia (Tabla 4.10).

Por último, en este estudio no se ha contemplado la pérdida de carbono orgánico (CO), nitrógeno total (N) y fósforo disponible (P) en escorrentía, por lo que se podría estar infravalorando dicha movilización. No obstante, según Martínez-Mena et al. (2008), en este tipo de ambientes la mayor parte de CO y N va asociada al sedimento. En este sentido, Beniston et al. (2015) observaron una tendencia similar para la concentración de P.

4.8. Conclusiones

Las prácticas de manejo sostenible aumentaron el contenido de carbono orgánico, nitrógeno y fósforo en el suelo, redujeron la escorrentía, la erosión y la movilización de carbono y nutrientes en el sedimento, independientemente de la litología y del tipo de cultivo. En general, las prácticas de manejo sostenibles implementadas fueron más efectivas en controlar la erosión que la escorrentía. La reducción de escorrentía y erosión en la zona del cereal fue del 41 y del 77 %, respectivamente. Mientras que en la zona del almendro la escorrentía se redujo entre un 74 y un 76 %, y la erosión entre un 72 y un 87 %.

La diferencia en el comportamiento hidrológico y erosivo observado en los dos cultivos reflejan la importancia que las variables ambientales (clima, suelo, topografía) y el uso de suelo (presente y pasado) tienen en la efectividad de la implementación de prácticas de manejo sostenible. Así, a pesar de ser una

herramienta útil para la mitigación de la erosión y degradación del suelo, su implementación y eficacia está supeditada a múltiples factores y, a su vez, a los objetivos establecidos en relación al control de la degradación del suelo. Todo ello, sumado a las limitaciones de índole cultural y social, dificulta la tarea de escoger aquellas prácticas de manejo sostenible más adecuadas en cada contexto.

La efectividad de la reducción de la frecuencia del laboreo en el control de la erosión y la movilización de carbono orgánico y nutrientes (nitrógeno y fósforo) fue mayor en los eventos de lluvia más intensos, los cuales producen las mayores tasas de erosión en la zona mediterránea. Este resultado apoya la utilidad de la implementación de prácticas de manejo sostenible en zonas semiáridas como herramienta de mitigación y adaptación al cambio climático, dadas las predicciones de incremento en la frecuencia de eventos de lluvia de alta intensidad en muchas zonas semiáridas mediterráneas.

Los efectos beneficiosos de las prácticas de manejo sostenible en la erosión fueron observados en los primeros 18 meses después de su implementación y han continuado a lo largo de los diez años del período de estudio. Este efecto a corto plazo las convierte en herramientas adecuadas para aplicar en aquellas áreas donde la erosión es un riesgo potencial en la aceleración de la degradación del suelo.

Capítulo 5

Estudio a microescala del efecto del cambio de uso y el manejo sostenible del suelo en el proceso de erosión hídrica

La información relativa al área de estudio se puede consultar en el Capítulo 2.

5.1. Materiales y métodos

5.1.1. Parcelas experimentales

Cultivo de secano (Escuderos)

La finca Escuderos está dedicada, casi en su totalidad, al cultivo de almendro (*Prunus dulcis* Mill.) para alimentación, en terrazas y bajo régimen de secano. Esta finca tiene una extensión aproximada de 2,63 ha, de las cuales 0,19 ha pertenecen al área de experimentación. En esta superficie se aplicaron tres manejos (Figura 5.1):

- Control. El cultivo principal (almendro) mantuvo su manejo convencional, quedando el espacio entre árboles sin cubierta vegetal y siendo labrado dos veces al año (Figura 5.2).

- Tápena. El cultivo principal se intercaló con el cultivo de tápena (*Capparis spinosa* L.) entre las filas de los almendros, para alimentación (Figura 5.2).
- Tomillo. El cultivo principal se intercaló con el cultivo de tomillo de invierno (*Thymus hyemalis* Lange), para la obtención de aceites esenciales (Figura 5.2).

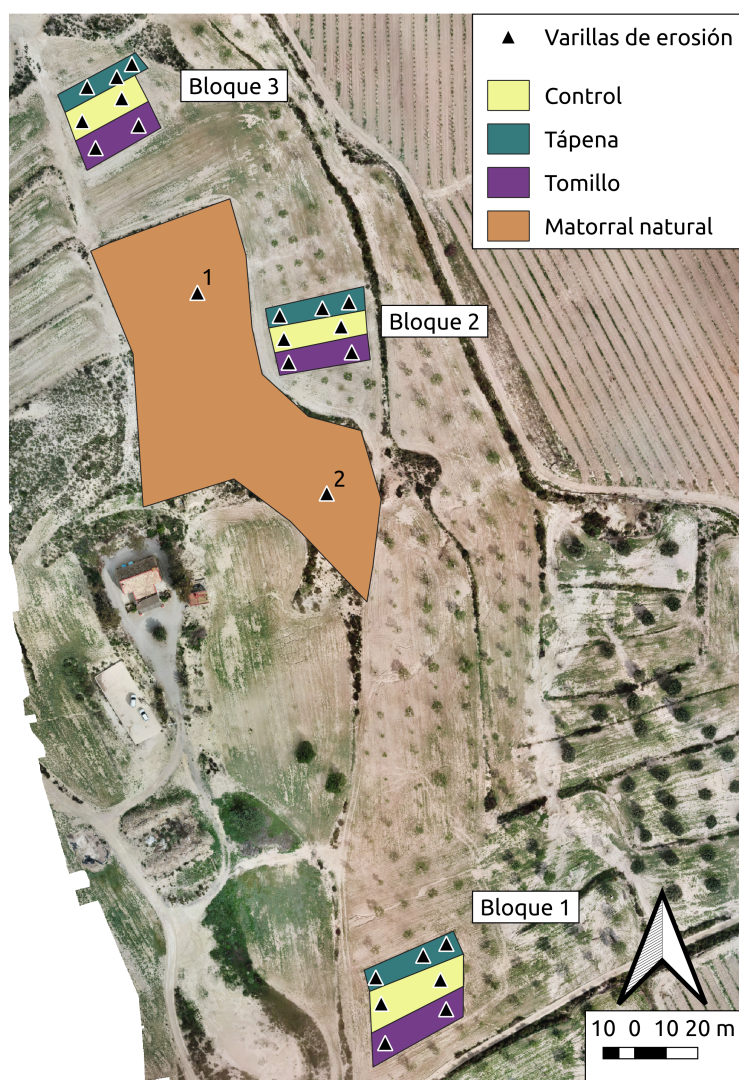


Figura 5.1: Distribución de los manejos implementados y la zona natural en la finca de secano (Escuderos)

Estos manejos se aplicaron siguiendo un diseño de bloques al azar, con tres parcelas replicadas para cada uno de los tres manejos (control, diversificación con tápena y diversificación con tomillo), para captar la máxima variabilidad espacial de los procesos erosivos (Figura 5.1).

Complementariamente se incluyó una zona de matorral natural (Figuras 5.1 y 5.3), que sirvió como referencia al representar las condiciones previas a la puesta en cultivo. Esta zona presenta abundante costra líquénica blanca y está formada por ejemplares de tomillo de invierno (*Thymus hyemalis* Lange), romero (*Rosmarinus officinalis* L.), Jara (*Cistus albidus* L.), entre otros.

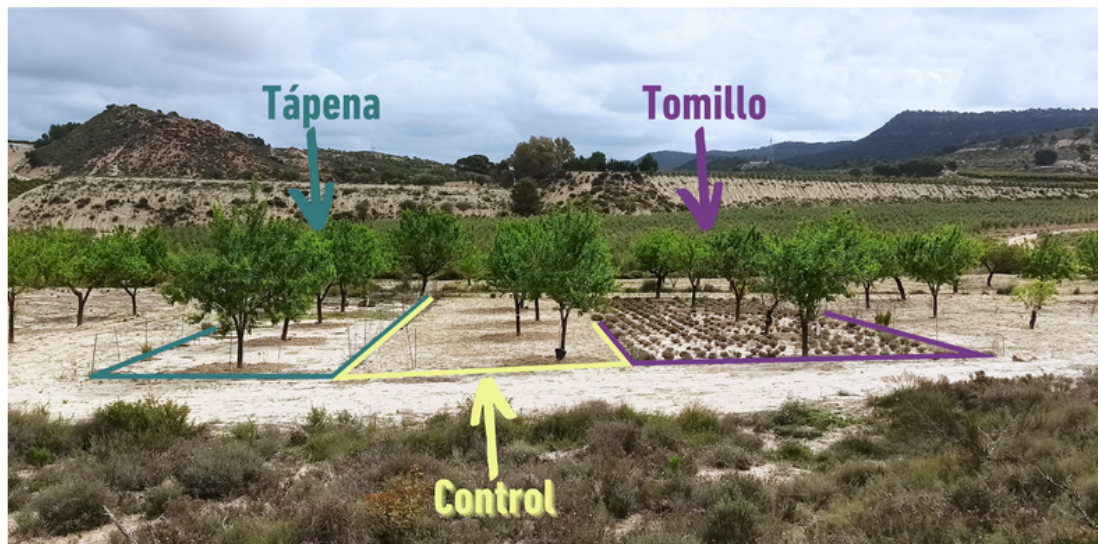


Figura 5.2: Bloque de parcelas con los manejos estudiados en la finca de secano (Escuderos)



Figura 5.3: Fotografía de la zona de matorral natural de la finca Escuderos

Cultivo de regadío (Canteras)

La finca Canteras tiene una extensión de 20,6 ha, de las cuales 2,3 ha pertenecen al área de experimentación del proyecto DIVERFARMING (Figura 5.4). El cultivo principal es el mandarino (*Citrus reticulata* Blanco var. Clemenvilla), para alimentación, en un sistema de plantación caballón-calle y bajo régimen de regadío.

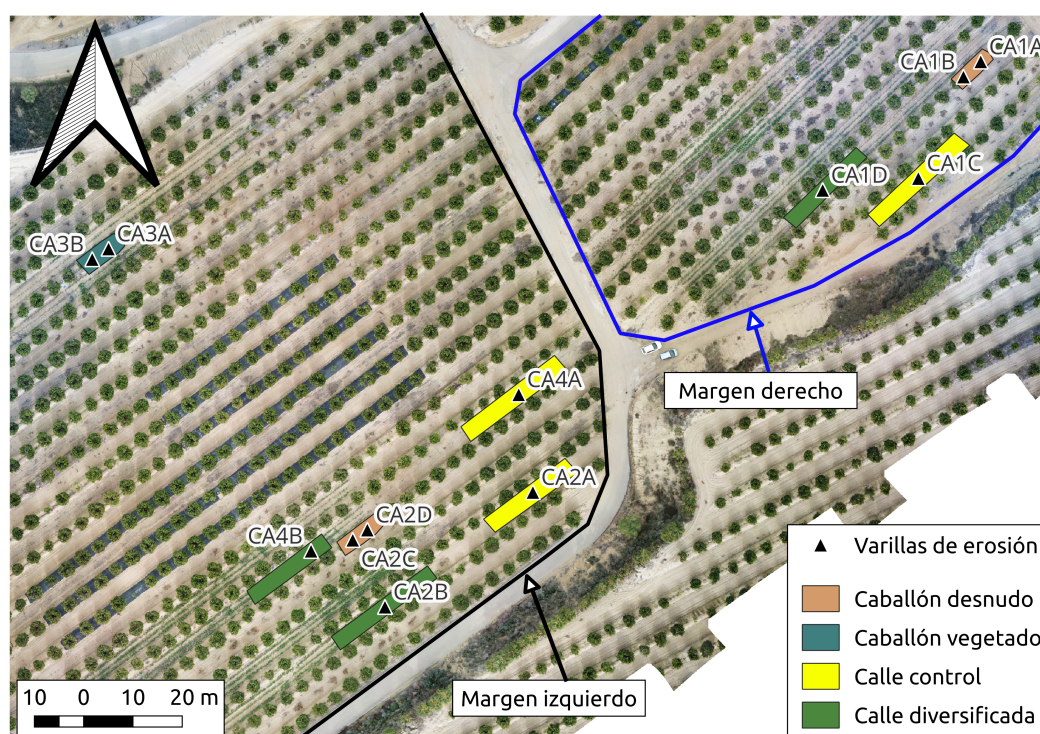


Figura 5.4: Distribución de los manejos implementados y la zona natural en la finca de regadío (Canteras)

En esta zona se aprovechó el sistema caballón-calle mencionado, para estudiar cuatro manejos:

- Caballón desnudo. Consistió en mantener los caballones completamente desprovistos de vegetación mediante el uso de herbicidas (Figura 5.5).
- Caballón vegetado. No se realizó ninguna labor para la eliminación de la vegetación (Figura 5.5).
- Calle control. Se trata de calles que no han sido diversificadas y que se labran dos veces al año (Figura 5.6). Además, en estas calles se incorporan los restos de poda del cultivo principal a través del laboreo.

- Calle diversificada. Las calles se diversificaron con cebada (*Hordeum vulgare* L.) y veza (*Vicia sativa* L.) (enero–julio) en rotación con haba (*Vicia faba* L.) (septiembre–enero) (Figura 5.7). En estas calles, la frecuencia de laboreo es mayor (4–5 veces al año), pues, para cada diversificación, el suelo se labra para sembrar y para incorporar los restos de biomasa.



Figura 5.5: Fotografía de un caballón típico desprovisto de vegetación (izquierda) y de un caballón cubierto de vegetación (derecha) en la finca de regadío (Canteras)



Figura 5.6: Fotografía de una de las calles control de la finca de regadío (Canteras)



Figura 5.7: Fotografía de una de las calles diversificadas con haba (izquierda) y de una calles diversificadas con cebada y veza (derecha) de la finca de regadío (Canteras)

5.1.2. Varillas de erosión

El monitoreo de la erosión se llevó a cabo a través de varillas de erosión o *erosion pins*. Este método permite capturar la erosión laminar y pequeños regueros, identificando a escala muy detallada las fases de arranque y sedimentación que forman parte del proceso de erosión.

Es un método con ventajas e inconvenientes como las parcelas de erosión (Boix-Fayos et al., 2006) y comenzó a ser utilizado en badlands por Colbert (1966) y Schumm (1956) y debido a su versatilidad y capacidad para hacer comparaciones relativas entre suelos (Boardman & Favis-Mortlock, 2016) sigue vigente actualmente, a pesar de sus limitaciones (comentadas en la introducción de esta tesis). Dado la detallada escala espacial que ofrece este método, es necesario tomar muchas medidas para tener una buena representación de la variabilidad espacial del proceso erosivo.

Se trata de varillas metálicas de 40 cm de largo que se introducen en el suelo a unos 20 cm de profundidad (Figura 5.8). Estas varillas deben ser medidas periódicamente, preferentemente antes y después de un período de precipitaciones, que es cuando se produce mayor movilización de suelo. En cada medición se anota la

distancia que sobresale del suelo en milímetros, determinando así las diferencias respecto al punto de inicio de la colocación y entre distintas mediciones.



Figura 5.8: Fotografía de los paquetes de varillas de erosión a instalar (izquierda) y de una parcela de varillas instalada en una calle diversificada con cebada y veza (derecha) de la finca de regadío (Canteras)

La colocación de las varillas se realizó en parcelas de un metro cuadrado, donde se insertaron nueve *pins* distribuidos de forma reticular en tres filas y separados entre sí por 50 cm (Figura 5.8). A cada varilla se le asignó, de izquierda a derecha, un número del uno al nueve dependiendo de su posición en la pendiente: las tres primeras varillas (1, 2 y 3) se corresponden con la parte superior de la pendiente, los tres siguientes en la mitad de la pendiente (4, 5 y 6) y en la parte inferior las tres restantes (7, 8 y 9) (Figura 5.8).

Es importante destacar que esta instalación no se realizó de manera simultánea en ambas fincas, ni en todos los manejos, sino que fue de manera progresiva debido a problemas logísticos y al propio desarrollo del proyecto.

Cultivo de secano (Escuderos)

En la finca Escuderos se instalaron un total de 23 parcelas de varillas de erosión: dos parcelas en la zona de matorral natural (aproximadamente a 50 m de distancia), seis en la zona control, nueve en la diversificación de tápena y seis en la de tomillo (Figura 5.2). Estas parcelas se repartieron en los tres bloques experimentales, por lo que en cada bloque hay: dos parcelas en el control (A y B), tres en la diversificación de la tápena (A, B y C) y dos en la diversificación de

tomillo (A y B). Además, dentro de cada réplica, las parcelas de varillas fueron instaladas a lo largo de la pendiente (Figura 5.2).

Cultivo de regadío (Canteras)

En la zona de regadío se instalaron un total de 12 parcelas de varillas en dos subzonas o bloques: margen derecho y margen izquierdo (Figura 5.4). En el primero se instalaron un total de cuatro parcelas en tres manejos diferentes: dos en caballón desnudo, una en calle desnuda y una en calle vegetada (cebada y veza o haba, dependiendo de la época del año). En el margen izquierdo se instalaron un total de ocho parcelas: dos en caballón desnudo, dos en caballón vegetado, dos en calle desnuda y dos en calle vegetada (cebada y veza o haba, dependiendo de la época del año) (Figura 5.4).

Dada la proximidad de las fincas y su similitud edafoclimática, se estableció un gradiente de intensificación de uso del suelo que abarca desde el matorral natural hasta el regadío, pasando por el secano. Dicho gradiente se usará como referencia para la interpretación de los resultados.

5.1.3. Cálculo de la tasa de erosión de suelo

Las varillas de erosión fueron medidas mensualmente y/o tras cada evento de lluvia durante cuatro años (01/11/2018–28/10/2022), utilizando una regla milimetrada (Figura 5.9). Tras cada medición, se calculó la diferencia entre el valor de la medición posterior y la anterior. Cuando dicha diferencia fue positiva indicó arranque del material (fase de arranque o erosiva), mientras que cuando fue negativa indicó depósito o sedimentación del material erosionado (fase de sedimentación del proceso erosivo).

Una vez conocida la variación de altura de las varillas, ésta se multiplicó por la densidad aparente del suelo (en $\text{t ha}^{-1} \text{mm}^{-1}$), para estimar la cantidad de suelo movilizado (arrancado o depositado) por unidad de superficie.

En este trabajo se ha calculado la movilización de suelo utilizando dos metodologías diferentes:

- Comparando el valor de altura inicial de las varillas tras instalarse, con la altura antes de labrar las parcelas control de secano o la rotación de las diversificaciones en las calles de regadío. El lapso de tiempo comprendido desde la instalación hasta la retirada de las varillas, nunca abarcó un año

completo. Por este motivo, los valores obtenidos se ajustaron al período de un año, para así representar las tasas de erosión por año. Cuando dentro de un mismo año se realizaron varias instalaciones y retiradas, las tasas de erosión se calcularon ponderando los valores obtenidos según la duración de cada una de las mediciones. Atendiendo al criterio de signos anteriormente especificado, a cada valor de movilización de suelo obtenido de esta forma se clasificó como:

- i Fase erosiva, si la movilización fue superior a 0, y
- ii Fase de sedimentación, si la movilización fue inferior a 0.

Con estos datos se realizó la comparación de usos y manejos/diversificaciones en ambas zonas: secano y regadío. Así como las tablas de contingencia de los sucesos de arranque o sedimentación en cada uso y manejo/diversificación.

- Comparando la altura de las varillas antes y después de los 39 eventos de erosión. Estos datos se emplearon para los análisis de correlación con las características de la lluvia, elaboración de modelos estadísticos y para conocer la evolución temporal de los procesos erosivos en cada uno de los diferentes usos y manejos/diversificaciones.



Figura 5.9: Detalle del proceso de medición de las varillas de erosión

5.1.4. Muestreo de densidad aparente

La toma de muestras de suelo para estimar la densidad aparente se realizó con cilindros de acero de aproximadamente 100 cm³ de volumen. Este muestreo se realizó en los diferentes usos/manejos bajo estudio: en la zona de regadío y de secano, así como en la zona natural de la finca de secano.

Dado que la instalación de las parcelas de varillas de erosión fue escalonada en el tiempo, la toma de muestras también lo fue. En el primer muestreo (noviembre 2018) se recogieron un total de 42 muestras de densidad aparente, todas ellas recogidas a nivel de parcela de varillas. En la zona de secano se tomaron cuatro muestras en la zona natural (dos por parcela de varillas: 2x2) y en la diversificación de tápena 18 (dos por cada parcela de varillas: 2x9). Por otro lado, en el cultivo de regadío, en los caballones desnudos se tomaron un total de ocho muestras de densidad aparente (dos por cada parcela de varillas: 2x4), cuatro en los caballones vegetados (dos por cada parcela de varillas: 2x2), cuatro en calles desnudas (dos por cada parcela de varillas: 2x2) y otras cuatro en calles diversificadas con haba (dos por cada parcela de varillas: 2x2).

Después de este muestreo, se instalaron el resto de parcelas de varillas: en el control y la diversificación de tomillo de la zona de secano, y una parcela más en una calle desnuda y en otra diversificada.

En el segundo muestreo (noviembre 2019–enero 2020) se tomaron un total de 42 muestras de densidad aparente, algunas de ellas recogidas a nivel de réplica de manejo (finca de secano) y otros a nivel de parcelas de varillas (finca de regadío). En la primera zona se tomaron seis muestras en las parcelas control (dos por cada réplica: 2x3), seis en la diversificación con tápena (dos por cada réplica: 2x3), seis y otras seis en la diversificación con tomillo (dos por cada réplica: 2x3). En los caballones desnudos del cultivo de regadío se tomaron un total de ocho muestras de densidad aparente (dos por cada parcela de varillas: 2x4), cuatro en los caballones vegetados (dos por cada parcela de varillas: 2x2), seis en calles desnudas (dos por cada parcela de varillas: 2x3) y otras seis en calles diversificadas con haba (dos por cada parcela de varillas: 2x3). Por tanto, el número de muestras obtenidas de densidad aparente fue de 84.

Las muestras fueron almacenadas en bandejas de aluminio e introducidas en una estufa a 105 °C durante 24 horas, para obtener el peso seco. Una vez secas, se pesaron y se dividió el peso de cada muestra por el volumen del cilindro, para obtener la densidad aparente. En aquellas muestras con elementos gruesos

(> 2 mm), se determinó el volumen de suelo recogido restándole al volumen del cilindro el de dichos elementos, que se midió mediante el desplazamiento de agua en una probeta graduada. Por último, se multiplicó por 10 el valor de densidad aparente, en g cm^{-3} , para su conversión a $\text{t ha}^{-1} \text{mm}^{-1}$. Los valores de densidad aparente usados para transformar la variación de altura de las varillas en tasas de erosión se pueden consultar en las Tablas 5.1 y 5.2.

Tabla 5.1: Promedio y desviación estándar de la densidad aparente en las diferentes réplicas de los usos y manejos evaluados en la finca Escuderos.

Manejo	Bloque/Repetición	Densidad aparente ($\text{t ha}^{-1} \text{mm}^{-1}$)	n
Control	1	$12,43 \pm 0,41$	2
	2	$12,12 \pm 0,45$	2
	3	$12,47 \pm 0,34$	2
Tápena	1	$12,49 \pm 0,65$	8
	2	$12,98 \pm 0,55$	8
	3	$12,77 \pm 0,96$	8
Tomillo	1	$12,57 \pm 0,16$	2
	2	$12,32 \pm 1,11$	2
	3	$12,47 \pm 0,27$	2
Natural	1	$14,20 \pm 0,42$	2
	2	$13,91 \pm 0,43$	2

n: Tamaño de muestra.

Tabla 5.2: Promedio y desviación estándar de la densidad aparente en las diferentes réplicas de los manejos evaluados en la finca Canteras. n: Tamaño de muestra.

Manejo	Bloque	ID (consultar Figura 5.4)	Densidad aparente (t ha ⁻¹ mm ⁻¹)	n
Caballón desnudo	Margen derecho	CA1A	12,44 ± 0,62	4
		CA1B	11,43 ± 0,84	4
	Margen izquierdo	CA2C	12,30 ± 1,31	4
		CA2D	12,12 ± 1,24	4
Caballón vegetado	Margen izquierdo	CA3A	13,41 ± 1,14	4
		CA3B	12,40 ± 1,55	4
Calle control	Margen derecho	CA1D	12,12 ± 1,24	4
		CA2A	12,54 ± 1,53	4
	Margen izquierdo	CA4A	11,63 ± 0,47	3
Calle diversificada (haba o cebada y veza)	Margen derecho	CA1D	12,30 ± 1,31	4
		CA2B	12,64 ± 0,84	4
	Margen izquierdo	CA4B	12,08 ± 1,16	3

n: Tamaño de muestra.

5.1.5. Erosión acumulada y variación temporal

Respecto a la dimensión temporal de los datos, ésta se abordó mediante el cálculo de la erosión acumulada de las diferentes parcelas de varillas, donde ambas fases se tienen en cuenta de manera conjunta (erosión neta). Para estudiar el grado de variabilidad de este balance erosivo en los diferentes manejos y usos, se calculó la longitud de curva (*LDC*) de dicho balance por medio de un script de R (ver sección A.2 del Anexo A), empleando la siguiente expresión:

$$LDC = \sum_{i=1}^n (E_i)^2 + 1^2 \quad (5.1)$$

donde:

E_i = erosión acumulada en el evento i (t ha⁻¹)

Matemáticamente hablando es un parámetro interesante para medir variabilidad en el tiempo, pero las unidades en las que se expresa no nos sirven. Por esta razón, debemos estandarizar su valor. Para ello, dividimos por la distancia geométrica existente entre el primer y último registro de la serie temporal, obteniendo el denominado índice de variabilidad (*IV*):

$$IV = \frac{LDC}{\sqrt{(E_n - E_1)^2 + (n - 1)^2}} \quad (5.2)$$

donde:

E_n : erosión acumulada en el último evento (t ha^{-1})

E_i : erosión acumulada en el primer evento (t ha^{-1})

n : número total de eventos

Un valor cercano a 1 indica que la erosión se produjo de manera muy constante y lineal a lo largo del tiempo (poca variabilidad). Un valor alto sugiere un patrón de "zigzag" o mucha fluctuación (gran variabilidad).

5.1.6. Análisis estadístico

El análisis descriptivo de los datos permitió determinar, para las diferentes variables estudiadas y para los diferentes niveles de las variables de tipo factor, la ausencia de normalidad y la heterocedasticidad de los datos. Para tales análisis se empleó, respectivamente, el test de Shapiro-Wilk y el test de Levene.

Dado que las mediciones de las varillas se realizaron durante varios años, se construyeron modelos mixtos generalizados con el paquete *lme4* (Bates et al., 2015), para incluir la dimensión temporal de los datos y lidiar con la no independencia y la autocorrelación temporal de los mismos. No obstante, los modelos resultantes violaron los supuestos de normalidad y homocedasticidad, haciendo poco fiable la inferencia a través de ellos. Por este motivo, para comparar la erosión neta, la fase de arranque y la fase de sedimentación entre diferentes usos del suelo y las diversificaciones, se recurrió a los test no paramétricos de Kruskal-Wallis y Dunn. Para dar robustez a los resultados obtenidos con los tests mencionados, así como para superar el escollo que constituye la diferencia de diseños experimentales, se recurrió a la cuantificación del tamaño del efecto, a través de la mediana de las diferencias de las medianas. Este cálculo se llevó a cabo mediante *bootstrap* con el paquete *boot* (Canty & Ripley, 2020), usando 2000 replicaciones. También se calculó el intervalo de confianza al 95 % (CI) de la mediana de las diferencias de las medianas, a través de *Bias Corrected Accelerated* (BCa) *bootstrap*.

Por otro lado, para estudiar el grado en el que los cambios de usos y las diversificaciones afectaron a la proporción de sucesos de arranque erosión y sedimentación, se utilizaron tablas de contingencia y el test de Chi cuadrado con

ayuda del paquete *lsr* (Navarro, 2015). Estas tablas permitieron realizar un análisis cualitativo de dominancia de fases en los manejos estudiados.

El estudio del grado de correlación entre las características de la precipitación y la erosión neta, la fase de arranque y la fase de sedimentación fue realizado por medio de correlaciones no paramétricas de Spearman. Dentro de las variables de la precipitación, se incorporaron dos nuevas: el número de eventos de precipitación con más de 3,3 mm acumulados ($N_{R3,3}$) y el número de eventos de lluvia con intensidad superior a 3,3 mm h⁻¹ ($N_{I3,3}$). Estos umbrales se definieron a partir de los resultados del experimento de parcelas abiertas del Capítulo 4.

También se elaboraron una serie de modelos estadísticos para determinar la relación entre las diferentes fases del proceso erosivo, así como la erosión neta y las variables de la precipitación. Estos modelos fueron construidos a través de un proceso de *stepwise* con el paquete *leaps* (Lumley & Miller, 2020) y fueron validados mediante validación cruzada con ocho interacciones utilizando el paquete *caret* (Kuhn, 2008). Tanto para las correlaciones, como para los modelos: i) se empleó el valor absoluto de la fase de sedimentación, para simplificar la interpretación de los coeficientes y ii) las observaciones estuvieron representadas como el promedio de los valores de erosión neta, fase de arranque y sedimentación de las réplicas de cada manejo o uso.

Para los tests de hipótesis, se ha establecido un nivel de significación del 10 %. Aunque el umbral del 5 % es la convención más extendida en la literatura científica consultada, se ha priorizado la reducción del riesgo de cometer un error de Tipo II (o falso negativo). En el contexto del estudio de la erosión, este error implicaría: i) descartar variables que, en realidad, son relevantes en el proceso de erosión; o ii) no detectar la influencia real de un manejo específico. Esta decisión, además, conlleva un aumento de la potencia estadística de los test de hipótesis.

Todo ello se llevó a cabo con el lenguaje de programación R (Team, 2022a). Las representaciones gráficas que a continuación son mostradas fueron realizadas a partir del paquete *ggplot2* (Wickham, 2016). Además, para la aplicación del test de Dunn se utilizó el paquete *FSA* (Ogle, 2017), seleccionando el método de ajuste “Holm”. Por otro lado, para hacer las correlaciones se empleó el paquete *corrplot* (Taiyun & Simko, 2021).

5.2. Resultados

5.2.1. Características de los eventos de precipitación

Durante el período de estudio (01/11/2018–28/10/2022) se registraron un total de 39 eventos erosivos, con una precipitación acumulada de 1722,00 mm y una gran variabilidad interanual (Figura 5.10). La mayor parte de la precipitación cayó en el año 2019, representando un 31,45 % del total. No obstante, es importante destacar que el 80 % de la precipitación caída en 2019 se registró en tres eventos: evento n° 10 con 68,40 mm, evento n° 11 con 321,20 mm y evento n° 7 con 152,00 mm. Estos eventos se correspondieron con fenómenos de Gota Fría, típicos de la zona del Mediterráneo.

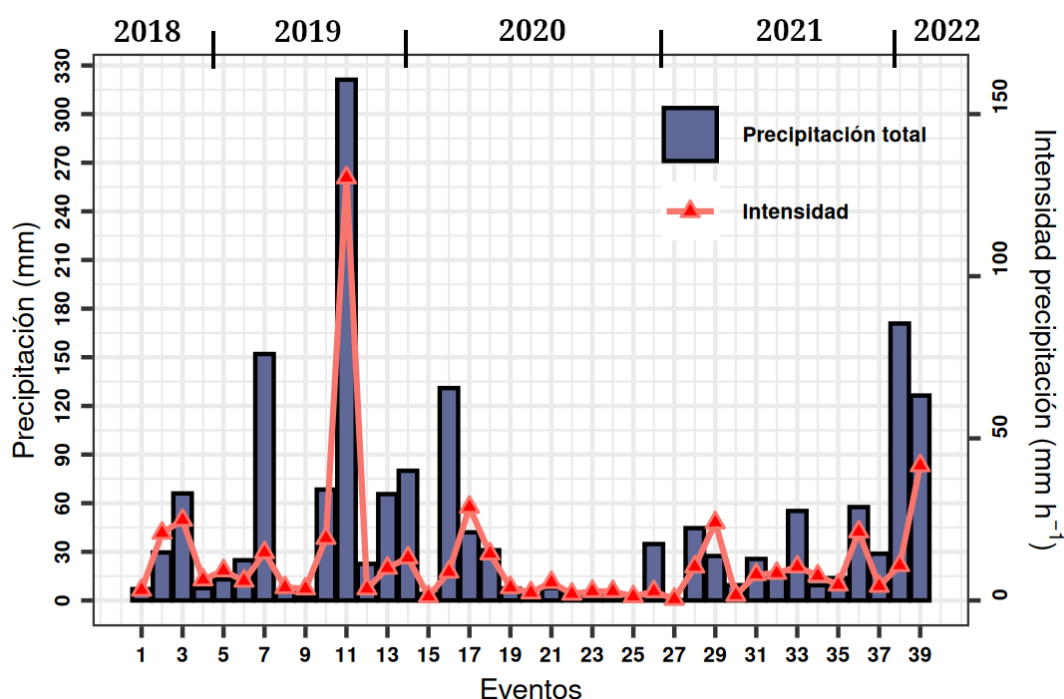


Figura 5.10: Precipitación total e intensidad máxima en 30 minutos de los 39 eventos registrados durante el período de estudio (2018–2022)

De los eventos mencionados, el n° 11 fue el más intenso (Figura 5.10), con un período de retorno de aproximadamente 150 años. Dicho evento presentó unos valores de intensidad en 30 minutos y en una hora de 130,40 y 92,80 mm h⁻¹, respectivamente, una energía cinética de 32,15 J m⁻² mm⁻¹ y un factor de erosividad de 4192,82 J m⁻² h⁻¹.

El mayor número de eventos registrados se observó en primavera, mientras que verano fue la estación con menor número de eventos (Tabla 5.3). El escaso número de registros en invierno y verano (Tabla 5.3) fue el motivo por el que no se aplicaron tests estadísticos para determinar si existían diferencias significativas entre estaciones. Ahora bien, por los valores medianos presentes en la Tabla 3 podemos deducir que la estación de primavera del período 2018–2022 fue la que presentó mayor precipitación mediana y un mayor potencial erosivo.

Tabla 5.3: Mediana y rango intercuartílico de las características de la precipitación para el período de estudio completo y para las diferentes estaciones del año. R: Precipitación. I_{30} : Intensidad máxima en 30 minutos. I_{1h} : Intensidad máxima en una hora. KE: Energía cinética de la lluvia. RE: Erosividad de la lluvia. N: Número de eventos.

		Otoño	Invierno	Primavera	Verano
R (mm)	24,80 (7,20–56,40)	13,80 (3,60–57,60)	20,90 (6,25–33,30)	27,40 (12,70–49,90)	9,40 (7,60–68,40)
I_{30} (mm h ⁻¹)	7,60 (3,40–13,80)	4,80 (2,80–20,80)	3,60 (1,60–8,00)	8,80 (5,00–12,60)	7,60 (5,60–19,20)
I_{1h} (mm h ⁻¹)	5,20 (2,20–10,20)	3,80 (1,80–11,60)	2,50 (1,15–5,20)	6,80 (3,80–8,30)	5,00 (4,00–16,00)
KE (J m ⁻² mm ⁻¹)	0,68 (0,23–2,82)	0,50 (0,18–2,23)	0,47 (0,18–0,70)	1,43 (0,36–2,99)	0,68 (0,37–5,23)
RE (J m ⁻² h ⁻¹)	4,97 (0,89–39,18)	3,15 (0,46–26,16)	1,93 (0,53–4,25)	10,89 (2,48–39,18)	5,17 (2,08–96,19)
n	39	13	6	15	5

R: Precipitación. I_{30} : Intensidad máxima en 30 minutos. I_{1h} : Intensidad máxima en una hora. KE: Energía cinética de la precipitación. RE: Erosividad de la precipitación. n: Tamaño de muestra.

5.2.2. Influencia de las diversificaciones en el proceso erosivo

Cultivo de secano (Escuderos)

Diferencias significativas entre manejos/ usos se observaron en las fases de arranque y sedimentación (Figura 5.11), pero no en la erosión neta (suma de ambas fases). Respecto a la fase de arranque, la tasa de erosión mediana del manejo control ($56,36 \pm 62,99 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) fue $34,04 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (95 % CI: 20,4–62,2) su-

perior a la de la tápena; $38,96 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (95 % CI: 25,18–67,99) superior a la del tomillo y $38,88 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (95 % CI: 20,40–69,36) superior a la de la zona natural. Por otro lado, la zona de matorral natural ($18,50 \pm 18,38 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) no mostró diferencias respecto a las diversificación con tápena ($22,36 \pm 20,60 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y con tomillo ($17,46 \pm 15,35 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) (Figura 5.11).

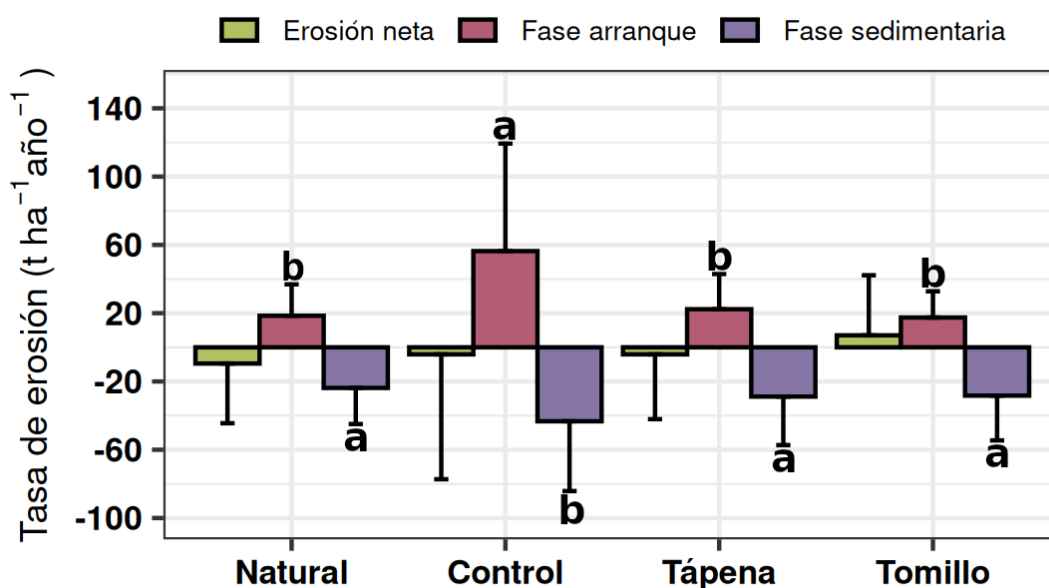


Figura 5.11: Gráfico de dispersión donde se representan las medianas de la fase de arranque frente a las medianas de la fase de sedimentación de las diferentes parcelas de varillas instaladas en los cuatro manejos/usuarios, para cada uno de los cuatro períodos.

Atendiendo a la fase de sedimentación, la mayor tasa de erosión mediana se corresponde con el manejo control ($-43,32 \pm 40,89 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), la cual fue $15,14 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (95 % CI: 6,68–26,31) mayor, en valor absoluto, que en la tápena; $15,94 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (95 % CI: 6,37–28,06) mayor que en el tomillo; y $19,32 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (95 % CI: 4,77–31,11) mayor que en la zona natural. Al igual que sucedió en la fase de arranque, no se observaron diferencias en las tasas de erosión medianas de la fase de sedimentación entre la zona de matorral natural ($-23,79 \pm 21,16 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y las diversificaciones de tápena ($-28,86 \pm 28,38 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y de tomillo ($-28,30 \pm 26,24 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) (Figura 5.11).

Desde un punto de vista cualitativo, el análisis de contingencia entre los suce-

sos de arranque y sedimentación y los diferentes manejos/usos, no arrojó resultados significativos ($\chi^2(3)$: 5,33; p-value: 0,15; V de Cramer: 0,07) (Tabla 5.4). En otras palabras, no hubo ningún manejo/uso con mayor tendencia a experimentar un tipo concreto de fase. En general, la distribución de los dos tipos de fases estuvo muy equilibrada; ambas fases representaron cerca del 50 % y sólo en el natural se observó una mayor ocurrencia de la fase de sedimentación (Tabla 5.4).

Tabla 5.4: Número de varillas que experimentaron arranque o sedimentación en los diferentes usos/manejos estudiados

	Fase de arranque	Fase de sedimentación	Total
Matorral natural	38 (40,86 %)	55 (59,14 %)	93 (100 %)
Control	144 (48,32 %)	154 (51,68 %)	298 (100 %)
Tápena	205 (49,40 %)	210 (50,60 %)	415 (100 %)
Tomillo	151 (54,12 %)	128 (45,88 %)	279 (100 %)

Atendiendo al gráfico de dispersión de la Figura 5.12, destaca el patrón de dispersión en forma de cono que aparece conforme aumentan las tasas de erosión de ambas fases. Las parcelas representadas en el gráfico de dispersión de la Figura 13 presentan una mayor proximidad a la recta de pendiente 1 cuando éstas presentaron unas tasas de erosión en fase de sedimentación inferiores a $75 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (en valor absoluto) y en fase de arranque inferiores a $100 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Además, se observa que las parcelas pertenecientes al manejo control presentaron una ligera dispersión, mayor que la del resto (Figura 5.12).

Cultivo de regadío (Canteras)

El caballón desnudo y el caballón vegetado no mostraron diferencias significativas en las tasas de erosión mediana neta ($0,00 \pm 13,45$ y $0,00 \pm 15,31 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, respectivamente), ni en las tasas de la fase de arranque ($10,23 \pm 7,57$ y $11,99 \pm 12,15 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, respectivamente), ni en las correspondientes a la fase de sedimentación ($-11,37 \pm 9,26$ y $-12,23 \pm 14,40 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, respectivamente) (Figura 5.13). En cambio, en las calles sí que se observaron diferencias significativas

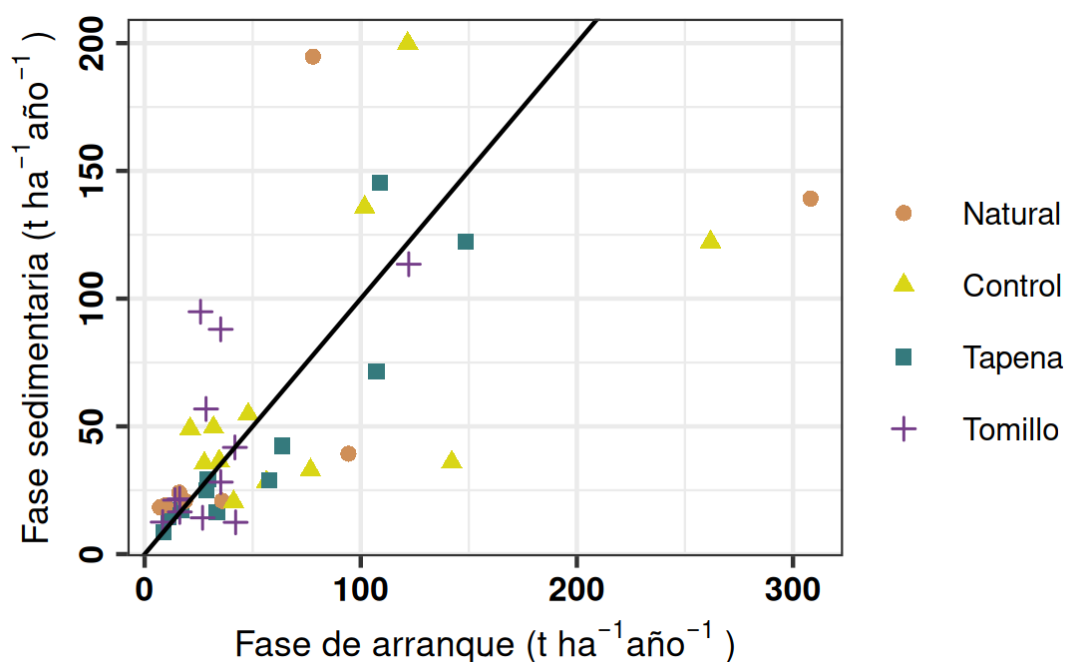


Figura 5.12: Gráfico de dispersión donde se representa la tasa mediana de la fase de sedimentación frente a la tasa mediana de la fase de arranque de las diferentes parcelas de varillas instaladas en los cuatro manejos/usuarios, para cada uno de los cuatro períodos.

en las tasas de erosión medianas, aunque sólo en las fases de arranque y de sedimentación (Figura 15), tal y como sucedió en la finca de secano.

En relación a la fase de arranque, la tasa de erosión mediana de las calles control ($16,29 \pm 15,09 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) fue $6,42 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ superior a la registrada en la calle diversificada con haba (95 % CI: 1,70–10,62). Además, la calle diversificada con cebada y veza ($23,25 \pm 19,16 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) presentó una tasa de erosión $13,91 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ superior a diversificación con haba (95 % CI: 5,67–25,32) (Figura 15). Aunque el p-value obtenido (0,10) sugirió diferencias significativas entre las tasas de erosión medianas de la calle control y la diversificada con cebada y veza (Figura 15), el intervalo de confianza para la diferencia de medias incluyó el cero (95 % CI: -0,95–18,22). Por tanto, estas diferencias no se tuvieron en cuenta.

En cuanto a la fase de sedimentación, sólo se observaron diferencias significativas entre la calle diversificada con cebada y la calle control (Figura 15). Concretamente, la tasa de sedimentación mediana de la calle diversificada con cebada y veza ($-34,06 \pm 26,72 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) fue $19,09 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ superior, en valor

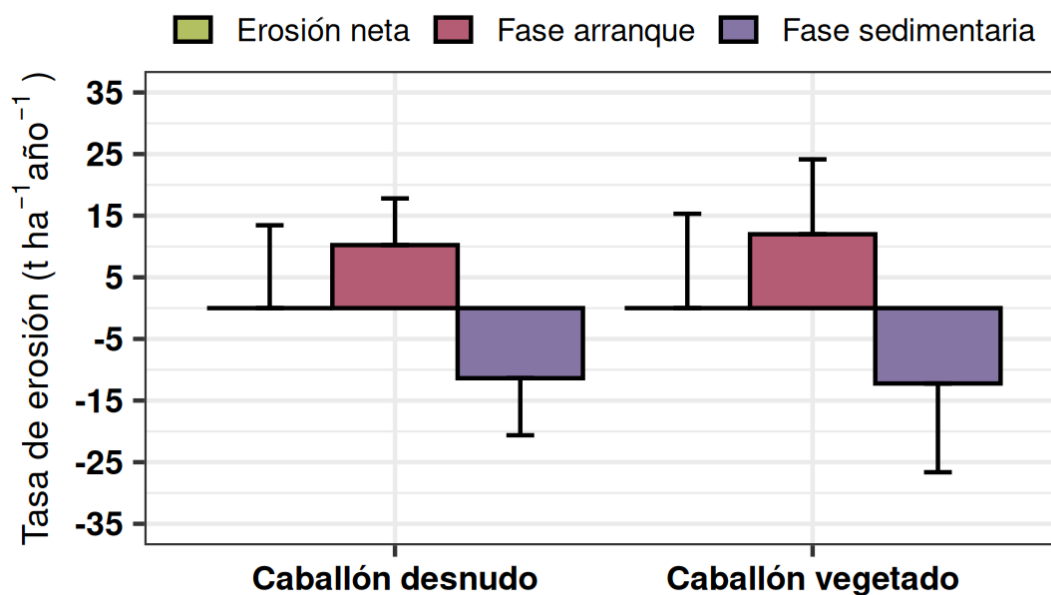


Figura 5.13: Mediana y desviación absoluta mediana de la tasa de erosión para los dos tipos de caballones, diferenciando entre fases del proceso erosivo. Letras minúsculas diferentes denotan diferencias significativas entre manejos dentro de una misma fase del proceso erosivo.

absoluto, a la registrada en la calle control (95 % CI: 1,50–33,32).

Desde un punto de vista cualitativo, el análisis de contingencia entre los sucesos de arranque y sedimentación, y los diferentes tipos de caballones no arrojó resultados significativos ($\chi^2(1)$: 0,24; p-value: 0,62; V de Cramer: 0,02) (Tabla 5.5). Por tanto, ninguno de los dos caballones presentó mayor tendencia a experimentar un tipo de fase (arranque o sedimentación). De hecho, la distribución de estas fases fue muy equilibrada (Tabla 5.5).

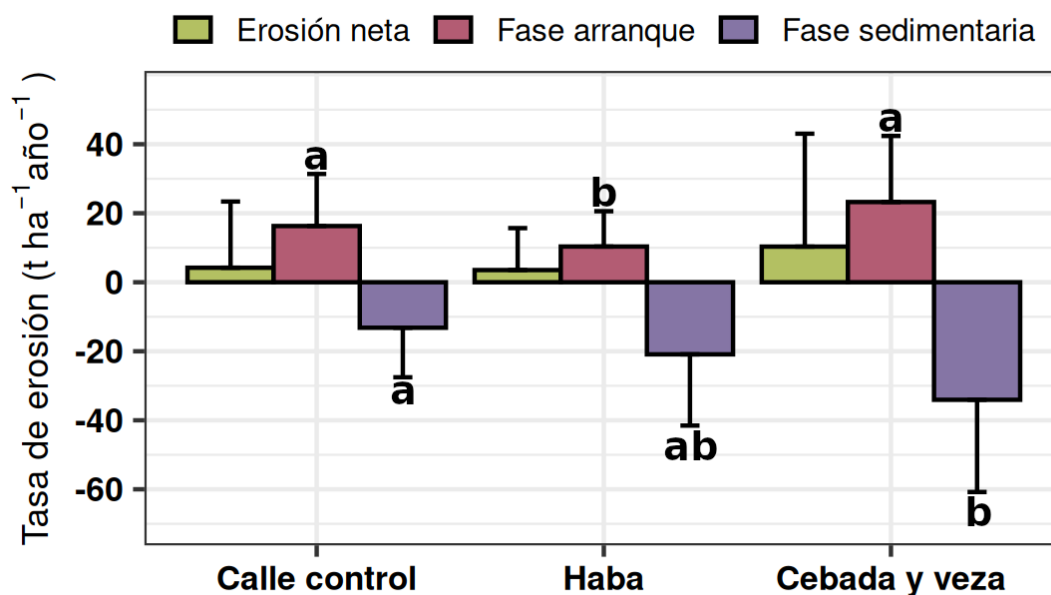


Figura 5.14: Mediana y desviación absoluta mediana de la tasa de erosión para las diferentes calles, diferenciando entre fases del proceso erosivo. Letras minúsculas diferentes denotan diferencias significativas entre manejos dentro de una misma fase del proceso erosivo.

El análisis de contingencia para las calles sí fue significativo ($\chi^2(2)$: 10,05; p-value: 0,01; V de Cramer: 0,17) (Tabla 5.6), lo que indicó una asociación entre el tipo de calle y la frecuencia de sucesos de arranque y sedimentación. En concreto, las calles diversificadas (haba y cebada y veza) presentaron una mayor proporción de sucesos correspondientes a la fase de arranque, mientras que en la calle control las proporciones fueron muy similares (Tabla 5.6).

Tabla 5.5: Número de varillas que experimentaron arranque o sedimentación en los diferentes tipos de caballones estudiados

	Fase de arranque	Fase de sedimentación	Total
Caballón desnudo	131 (49,00 %)	139 (51,00 %)	270 (100,00 %)
Caballón vegetado	65 (45,00 %)	78 (55,00 %)	143 (100,00 %)

Tabla 5.6: Número de varillas que experimentaron arranque o sedimentación en los diferentes tipos de calles estudiadas

	Fase de arranque	Fase de sedimentación	Total
Calle control	106 (50,72 %)	103 (49,28 %)	209 (100,00 %)
Haba	42 (66,67 %)	21 (33,33 %)	63 (100,00 %)
Cebada y veza	51 (68,92 %)	23 (31,08 %)	74 (100,00 %)

Generalmente las parcelas de varillas de los dos tipos de caballones, en especial del caballón vegetado, presentaron una mayor tasa de erosión mediana en la fase de arranque que en la fase de sedimentación (Figura 5.15).

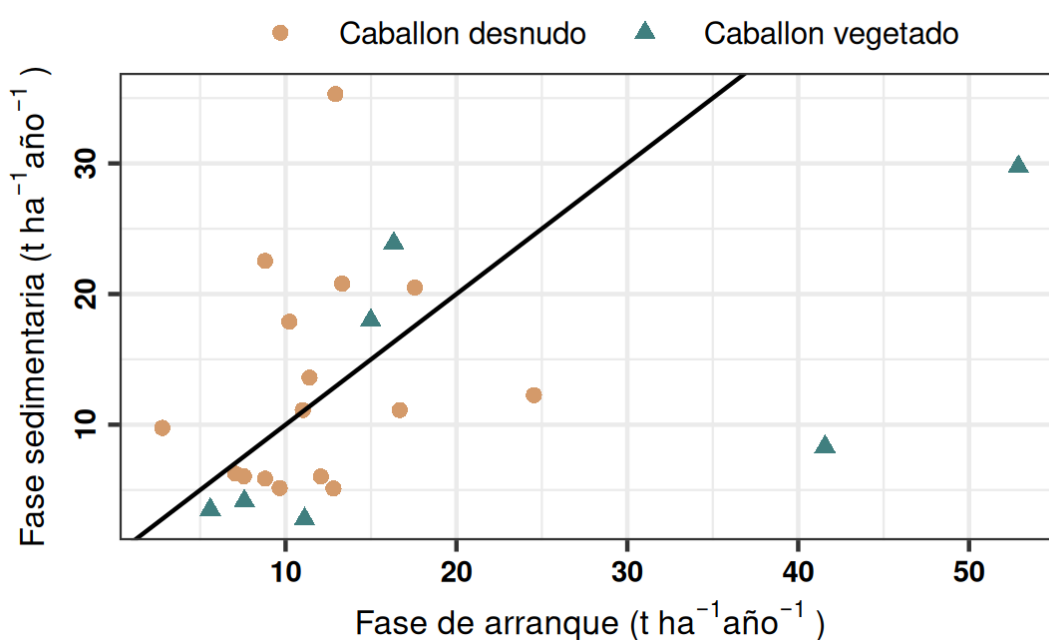


Figura 5.15: Gráfico de dispersión donde se representa la tasa mediana de la fase de sedimentación frente a la tasa mediana de la fase de arranque de las diferentes parcelas de varillas instaladas en los dos tipos de caballones.

En las calles control y las diversificadas con cebada y veza, las parcelas de varillas no presentaron un claro predominio de una fase sobre otra. Además, resulta especialmente relevante la dispersión aleatoria que mostraron las parcelas de estos dos manejos (control y cebada y veza) (Figura 5.16). En cambio, en las

parcelas instaladas en las calles diversificadas con haba, la tasa de sedimentación mediana fue, en general, superior a la de la fase de arranque (Figura 5.16). Se observa, además, que las parcelas de varillas de las calles, mostraron una alta variabilidad en el eje horizontal (tasa de erosión de la fase de sedimentación) y en el eje vertical (tasas de erosión de la fase de arranque).

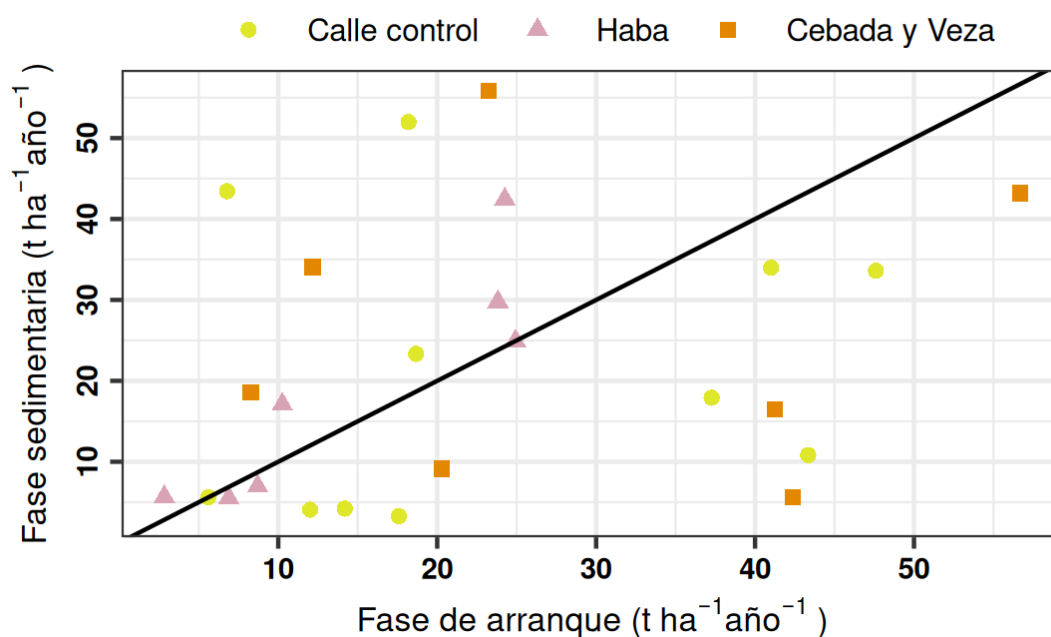


Figura 5.16: Gráfico de dispersión donde se representa la tasa mediana de la fase de sedimentación frente a la tasa mediana de la fase de arranque de las diferentes parcelas de varillas instaladas en las calles.

5.2.3. Características de la lluvia y control de la erosión

Cultivo de secano (Escuderos)

Las variables de precipitación mostraron correlaciones negativas y significativas con la erosión neta en todas las parcelas, incluyendo la zona natural y los manejos de tápena y tomillo (Tablas 5.7, 5.9 y 5.10). La única excepción fue el manejo control, donde no se detectaron correlaciones con las variables de intensidad de precipitación (Tabla 5.8). Además, los índices de correlación más altos (en valor absoluto) entre erosión neta y variables de precipitación se dieron en la diversificación con tomillo (Tabla 5.10). Ahora bien, si diferenciamos entre clases

de eventos según la erosividad de la lluvia (RE), sólo hubo correlaciones significativas entre la erosión neta y las variables de precipitación en la zona de matorral natural, concretamente en eventos de Clase I (Tabla 5.7).

Respecto a las fases del proceso erosivo (de arranque y de sedimentación), no se dieron correlaciones significativas entre éstas y las variables de precipitación para ningún uso o manejo (Tablas 5.7, 5.8, 5.9 y 5.10). Es más, sólo se observaron correlaciones significativas positivas entre las dos fases del proceso erosivo. No obstante, conforme fue más alta la erosividad de los eventos, la correlación entre ambas fases fue mayor. Además, la correlación de ambas fases con el número de eventos de lluvia que superaron los umbrales de 3,30 mm y 3,60 mm h⁻¹ fueron generalmente más altas (en valor absoluto) en eventos de Clase III (Tablas 5.7, 5.8, 5.9 y 5.10).

La expresión analítica del modelo potencial fue la que mejor se ajustó para explicar la variación de la fase de sedimentación (Ecuación 5.3 y Figura 5.17). Concretamente, aproximadamente el 72 % de la variación del logaritmo neperiano de la fase de sedimentación (Tabla 5.11) se pudo explicar a través del logaritmo neperiano de la fase de arranque y el logaritmo neperiano del valor máximo de la energía cinética máxima de la lluvia (KE) (que presentó interacción con la fase de sedimentación). En otras palabras, la relación entre ambas fases del proceso erosivo estuvo modulada, tanto en el cultivo de almendro (sin discriminar entre manejos), como en la zona natural, por el valor de KE. Por otro lado, los modelos elaborados para estimar la erosión neta, a diferencia de aquellos usados para relacionar fase de sedimentación y de arranque violaron las asunciones de normalidad y homocedasticidad, anulando la validez de dichos modelos.

$$FS = 2,76 \cdot FA^{0,81+0,13 \cdot \ln KE} \cdot KE^{-0,44} \quad (5.3)$$

donde:

FS: Fase de sedimentación (t ha⁻¹ año⁻¹)

FA: Fase de arranque (t ha⁻¹ año⁻¹)

KE: Energía cinética de la precipitación (J m⁻² mm⁻¹)

Tabla 5.7: Índices de correlación de Spearman significativos ($p\text{-value} < 0,1$) entre la erosión neta, las fases de arranque y sedimentación, y las variables de precipitación en la zona de matorral natural, diferenciando entre clases de eventos.

	EN	FA	FS	R	I ³⁰	I ⁶⁰	KE	RE	N _{R3,3}	N _{I3,3}
Todos los eventos (n = 39)										
EN		-0,30	-0,38	-0,48	-0,44	-0,46	-0,53	-0,52	-0,39	
FA	-0,30		0,75							
FS		0,75								
Eventos de Clase I ($RE \leq 25 J m^{-2} h^{-1}$) (n = 14)										
EN						-0,46	-0,47	-0,51	-0,41	-0,50
FA									-0,49	
FS					-0,49	-0,47				
Eventos de Clase II ($25 < RE \leq 90 J m^{-2} h^{-1}$) (n = 5)										
EN				-0,82	0,90	0,90				
FA									0,87	
FS										
Eventos de Clase III ($RE \geq 90 J m^{-2} h^{-1}$) (n = 20)										
EN		-0,61	-0,54					-0,39		
FA			0,82						-0,44	-0,48
FS		0,82		-0,47					-0,58	-0,63

EN: Erosión neta. FA: Fase de arranque. FS: Fase de sedimentación. R: Precipitación total acumulada. I₃₀: Intensidad máxima en 30 minutos. I₆₀: Intensidad máxima en una hora. KE: Energía cinética de la precipitación. RE: Erosividad de la precipitación. N_{R3,3}: Número de eventos de lluvia con más de 3,30 mm acumulados. N_{I3,3}: Número de eventos de lluvia con intensidad superior a 3,30 mm h⁻¹. n: Tamaño de muestra.

Tabla 5.8: Índices de correlación de Spearman significativos ($p\text{-value} < 0,1$) entre la erosión neta, las fases de arranque y sedimentación, y las variables de precipitación en el manejo control, diferenciando entre clases de eventos.

	EN	FA	FS	R	I ₃₀	I ₆₀	KE	RE	N _{R 3,3}	N _{I 3,3}
Todos los eventos (n = 39)										
EN				-0,31						
FA			0,83							
FS		0,83								
Eventos de Clase I ($RE \leq 25 J m^{-2} h^{-1}$) (n = 14)										
EN			0,57							
FA			0,69							
FS		0,69								
Eventos de Clase II ($25 < RE \leq 90 J m^{-2} h^{-1}$) (n = 5)										
EN					1	1				0,95
FA										
FS										
Eventos de Clase III ($RE \geq 90 J m^{-2} h^{-1}$) (n = 20)										
EN										
FA				0,90					-0,56	-0,54
FS			0,90						-0,59	-0,64

EN: Erosión neta. FA: Fase de arranque. FS: Fase de sedimentación. R: Precipitación total acumulada. I₃₀: Intensidad máxima en 30 minutos. I₆₀: Intensidad máxima en una hora. KE: Energía cinética de la precipitación. RE: Erosividad de la precipitación. N_{R 3,3}: Número de eventos de lluvia con más de 3,30 mm acumulados. N_{I 3,3}: Número de eventos de lluvia con intensidad superior a 3,30 mm h⁻¹. n: Tamaño de muestra.

Tabla 5.9: Índices de correlación de Spearman significativos ($p\text{-value} < 0,1$) entre la erosión neta, las fases de arranque y sedimentación, y las variables de precipitación en la diversificación con tápena, diferenciando entre clases de eventos.

	EN	FA	FS	R	I ₃₀	I ₆₀	KE	RE	N _{R 3,3}	N _{I 3,3}
Todos los eventos (n = 39)										
EN			-0,29	-0,48	-0,34	-0,42	-0,49	-0,45	-0,41	
FA			0,85							
FS		0,85								
Eventos de Clase I ($RE \leq 25 J m^{-2} h^{-1}$) (n = 14)										
EN		0,68								
FA									-0,48	
FS										
Eventos de Clase II ($25 < RE \leq 90 J m^{-2} h^{-1}$) (n = 5)										
EN					1	1				0,95
FA									0,87	
FS									0,87	
Eventos de Clase III ($RE \geq 90 J m^{-2} h^{-1}$) (n = 20)										
EN		-0,41	0,58							
FA			0,85						-0,48	-0,53
FS		0,85							-0,43	-0,45

EN: Erosión neta. FA: Fase de arranque. FS: Fase de sedimentación. R: Precipitación total acumulada. I₃₀: Intensidad máxima en 30 minutos. I₆₀: Intensidad máxima en una hora. KE: Energía cinética de la precipitación. RE: Erosividad de la precipitación. N_{R 3,3}: Número de eventos de lluvia con más de 3,30 mm acumulados. N_{I 3,3}: Número de eventos de lluvia con intensidad superior a 3,30 mm h⁻¹. n: Tamaño de muestra.

Tabla 5.10: Índices de correlación de Spearman significativos ($p\text{-value} < 0,1$) entre la erosión neta, las fases de arranque y sedimentación, y las variables de precipitación en la diversificación con tomillo, diferenciando entre clases de eventos.

	EN	FA	FS	R	I ₃₀	I ₆₀	KE	RE	N _{R 3,3}	N _{I 3,3}
Todos los eventos (n = 39)										
EN			-0,29	-0,54	-0,46	-0,51	-0,57	-0,55	-0,46	
FA			0,82							
FS		0,82								
Eventos de Clase I ($RE \leq 25 J m^{-2}h^{-1}$) (n = 14)										
EN										
FA									-0,64	-0,48
FS									-0,54	
Eventos de Clase II ($25 < RE \leq 90 J m^{-2}h^{-1}$) (n = 5)										
EN					1	1				0,95
FA			1							
FS		1								
Eventos de Clase III ($RE \geq 90 J m^{-2}h^{-1}$) (n = 20)										
EN		-0,60	-0,50							
FA			0,85						-0,42	-0,48
FS		0,85		-0,45					-0,74	-0,71

EN: Erosión neta. FA: Fase de arranque. FS: Fase de sedimentación. R: Precipitación total acumulada. I₃₀: Intensidad máxima en 30 minutos. I₆₀: Intensidad máxima en una hora. KE: Energía cinética de la precipitación. RE: Erosividad de la precipitación. N_{R 3,3}: Número de eventos de lluvia con más de 3,30 mm acumulados. N_{I 3,3}: Número de eventos de lluvia con intensidad superior a 3,30 mm h⁻¹. n: Tamaño de muestra.

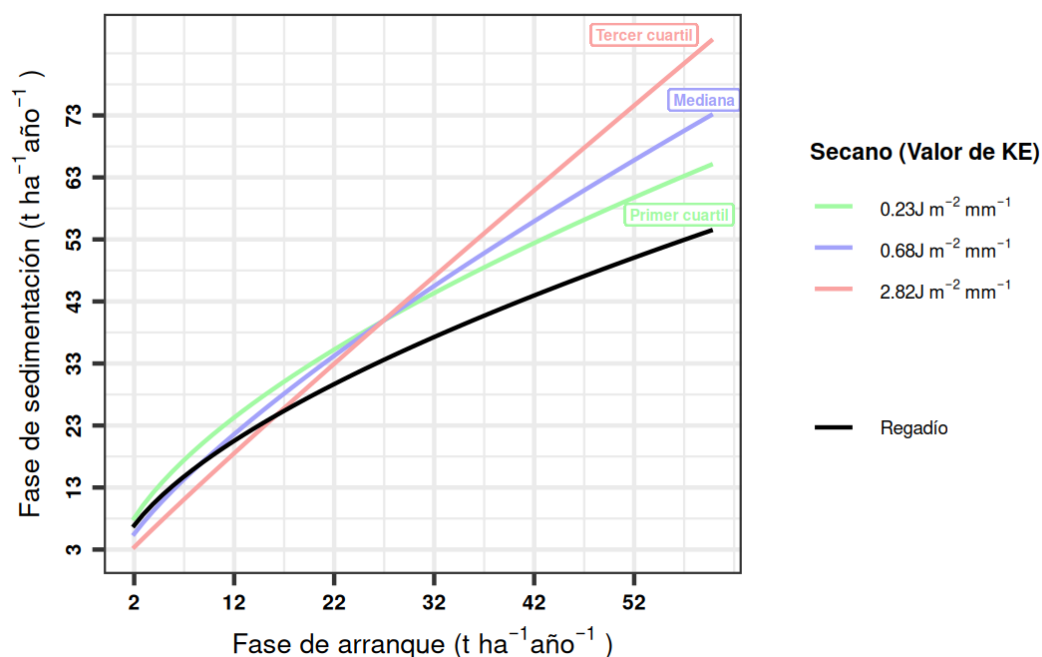


Figura 5.17: Representación gráfica de los modelos potenciales que relacionan fase de sedimentación y fase de arranque de las fincas de secano (incluyendo zona natural) y de regadío

Tabla 5.11: Indicadores de bondad de ajuste de los modelos construidos para estimar la fase de sedimentación en secano

Tipo de modelo	R^2_{adj}	MAE ($t\ ha^{-1}\ año^{-1}$)	RMSE ($t\ ha^{-1}\ año^{-1}$)
Modelo lineal	0,58	19,22	31,15
Modelo exponencial	0,64	29,62	70,84
Modelo potencial	0,72	16,42	25,98

R^2_{adj} : Coeficiente de determinación ajustado. MAE: Error absoluto de la media. RMSE: Raíz del error cuadrático medio. El valor de R^2_{adj} se refiere al modelo exponencial o potencial linealizado.

Cultivo de regadío (Canteras)

A diferencia de la zona de secano, ni en los caballones (Tablas 5.12 y 5.13), ni en las calles (Tabla 5.14, 5.15 y 5.16), se observaron correlaciones significativas entre la erosión neta y las variables de precipitación. Sin embargo, discriminando según la erosividad de los eventos, sí aparecieron correlaciones significativas;

concretamente en el caballón vegetado (Tabla 5.13) y en la calle control (Tabla 5.14), todas ellas negativas (Tabla 5.13).

En ambos tipos de caballones sólo se encontraron correlaciones positivas y significativas entre los dos tipos de fases, siendo el índice de correlación más alto, en valor absoluto, el correspondiente al caballón desnudo (Tablas 5.12 y 5.13). Estos índices de correlación aumentaron según lo hizo la erosividad de los eventos, especialmente en el caballón desnudo. Además, destaca que en eventos de Clase I, la fase de arranque en el caballón desnudo presentó correlación positiva significativa con las variables de la precipitación, a diferencia del caballón vegetado (Tablas 5.12 y 5.13).

Respecto a las calles, la diversificación con haba no presentó correlación entre las fases del proceso erosivo (Tabla 5.15), a diferencia de la calle control (Tabla 5.14) y la diversificada con cebada y veza (Tabla 5.16). Discriminando según la erosividad de los eventos se observó que, para la calle control, el índice de correlación entre ambas fases aumentó para eventos con mayor erosividad (Tabla 5.14) y aparecieron correlaciones negativas con el número de eventos de precipitación que superaron los umbrales de 3,30 mm y 3,6 mm h⁻¹ (Tabla 5.14); una situación totalmente diferente a la observada en las calles diversificadas (Tablas 5.15 y 5.16).

Al igual que en seco, en regadío el modelo potencial fue el que mejor se ajustó para explicar la variación del logaritmo neperiano de la fase de sedimentación (Ecuación 5.4 y Figura 5.17). Aproximadamente el 51 % de la variación del logaritmo neperiano de la fase de sedimentación se pudo explicar a través del logaritmo neperiano de la fase erosiva (Tabla 5.17). En cambio, los modelos elaborados para estimar la erosión neta violaron las asunciones de normalidad y homocedasticidad, anulando, al igual que sucedió en la finca de seco, la validez de dichos modelos.

$$FS = 4,53 \cdot FA^{0,61} \quad (5.4)$$

donde:

FS: Fase de sedimentación (t ha⁻¹ año⁻¹)

FA: Fase de arranque (t ha⁻¹ año⁻¹)

Tabla 5.12: Índices de correlación de Spearman significativos ($p\text{-value} < 0,1$) entre la erosión neta, las fases de arranque y sedimentación, y las variables de precipitación en el caballón desnudo, diferenciando entre clases de eventos.

	EN	FA	FS	R	I ₃₀	I ₆₀	KE	RE	N _{R3,3}	N _{I3,3}
Todos los eventos (n = 39)										
EN										
FA			0,75							
FS		0,75								
Eventos de Clase I ($RE \leq 25 J m^{-2} h^{-1}$) (n = 14)										
EN										
FA				0,50	0,69	0,60	0,54	0,60		0,59
FS										
Eventos de Clase II ($25 < RE \leq 90 J m^{-2} h^{-1}$) (n = 5)										
EN		0,90								
FA					0,90	0,90		0,90		
FS										
Eventos de Clase III ($RE \geq 90 J m^{-2} h^{-1}$) (n = 20)										
EN										
FA			0,94						-0,44	-0,48
FS		0,94								

EN: Erosión neta. FA: Fase de arranque. FS: Fase de sedimentación. R: Precipitación total acumulada. I₃₀: Intensidad máxima en 30 minutos. I₆₀: Intensidad máxima en una hora. KE: Energía cinética de la precipitación. RE: Erosividad de la precipitación. N_{R3,3}: Número de eventos de lluvia con más de 3,30 mm acumulados. N_{I3,3}: Número de eventos de lluvia con intensidad superior a 3,30 mm h⁻¹. n: Tamaño de muestra.

Tabla 5.13: Índices de correlación de Spearman significativos ($p\text{-value} < 0,1$) entre la erosión neta, las fases de arranque y sedimentación, y las variables de precipitación en el caballón vegetado, diferenciando entre clases de eventos.

	EN	FA	FS	R	I ₃₀	I ₆₀	KE	RE	N _{R 3,3}	N _{I 3,3}
Todos los eventos (n = 39)										
EN										
FA			0,46							
FS		0,46								
Eventos de Clase I ($RE \leq 25 J m^{-2}h^{-1}$) (n = 14)										
EN			-0,71	-0,54						-0,59
FA										
FS										
Eventos de Clase II ($25 < RE \leq 90 J m^{-2}h^{-1}$) (n = 5)										
EN										
FA				0,97						0,87
FS										
Eventos de Clase III ($RE \geq 90 J m^{-2}h^{-1}$) (n = 20)										
EN				-0,42	-0,42	-0,46	-0,45	-0,56	-0,43	
FA			0,54							-0,44
FS		0,54								

EN: Erosión neta. FA: Fase de arranque. FS: Fase de sedimentación. R: Precipitación total acumulada. I₃₀: Intensidad máxima en 30 minutos. I₆₀: Intensidad máxima en una hora. KE: Energía cinética de la precipitación. RE: Erosividad de la precipitación. N_{R 3,3}: Número de eventos de lluvia con más de 3,30 mm acumulados. N_{I 3,3}: Número de eventos de lluvia con intensidad superior a 3,30 mm h⁻¹. n: Tamaño de muestra.

Tabla 5.14: Índices de correlación de Spearman significativos ($p\text{-value} < 0,1$) entre la erosión neta, las fases de arranque y sedimentación, y las variables de precipitación en la calle control, diferenciando entre clases de eventos

	EN	FA	FS	R	I ₃₀	I ₆₀	KE	RE	N _{R3,3}	N _{I3,3}
Todos los eventos (n = 39)										
EN										
FA			0,68							
FS		0,68								
Eventos de Clase I ($RE \leq 25 J m^{-2}h^{-1}$) (n = 14)										
EN			-0,66	-0,58						-0,50
FA										
FS										
Eventos de Clase II ($25 < RE \leq 90 J m^{-2}h^{-1}$) (n = 5)										
EN					0,90	0,90		0,90		
FA			0,90							
FS		0,90							0,87	
Eventos de Clase III ($RE \geq 90 J m^{-2}h^{-1}$) (n = 20)										
EN		-0,60	-0,50							
FA			0,85						-0,51	-0,54
FS		0,85		-0,45					-0,59	-0,50

EN: Erosión neta. FA: Fase de arranque. FS: Fase de sedimentación. R: Precipitación total acumulada. I₃₀: Intensidad máxima en 30 minutos. I₆₀: Intensidad máxima en una hora. KE: Energía cinética de la precipitación. RE: Erosividad de la precipitación. N_{R3,3}: Número de eventos de lluvia con más de 3,30 mm acumulados. N_{I3,3}: Número de eventos de lluvia con intensidad superior a 3,30 mm h⁻¹. n: Tamaño de muestra.

Tabla 5.15: Índices de correlación de Spearman significativos ($p\text{-value} < 0,1$) entre la erosión neta, las fases de arranque y sedimentación, y las variables de precipitación en la calle diversificada con haba, diferenciando entre clases de eventos

	EN	FA	FS	R	I ₃₀	I ₆₀	KE	RE	N _{R3,3}	N _{I3,3}
Todos los eventos (n = 11)										
EN										
FA										
FS										
Eventos de Clase I ($RE \leq 25 J m^{-2} h^{-1}$) (n = 5)										
EN			-0,90							
FA										
FS										
Eventos de Clase II ($25 < RE \leq 90 J m^{-2} h^{-1}$) (n = 3)										
EN										
FA										
FS										
Eventos de Clase III ($RE \geq 90 J m^{-2} h^{-1}$) (n = 3)										
EN										
FA										
FS										

EN: Erosión neta. FA: Fase de arranque. FS: Fase de sedimentación. R: Precipitación total acumulada. I₃₀: Intensidad máxima en 30 minutos. I₆₀: Intensidad máxima en una hora. KE: Energía cinética de la precipitación. RE: Erosividad de la precipitación. N_{R3,3}: Número de eventos de lluvia con más de 3,30 mm acumulados. N_{I3,3}: Número de eventos de lluvia con intensidad superior a 3,30 mm h⁻¹. n: Tamaño de muestra.

Tabla 5.16: Índices de correlación de Spearman significativos ($p\text{-value} < 0,1$) entre la erosión neta, las fases de arranque y sedimentación, y las variables de precipitación en la calle diversificada con cebada y veza, diferenciando entre clases de eventos

EN	FA	FS	R	I ₃₀	I ₆₀	KE	RE	N _{R3,3}	N _{I3,3}
Todos los eventos (n = 14)									
EN									
FA		0,80							
FS	0,80								
Eventos de Clase I ($RE \leq 25 J m^{-2} h^{-1}$) (n = 4)									
EN			-1						
FA								-0,64	-0,48
FS								-0,54	
Eventos de Clase III ($RE \geq 90 J m^{-2} h^{-1}$) (n = 10)									
EN	-0,60	-0,50							
FA		0,85						-0,42	-0,48
FS	0,85		-0,45					-0,74	-0,71

EN: Erosión neta. FA: Fase de arranque. FS: Fase de sedimentación. R: Precipitación total acumulada. I₃₀: Intensidad máxima en 30 minutos. I₆₀: Intensidad máxima en una hora. KE: Energía cinética de la precipitación. RE: Erosividad de la precipitación. N_{R3,3}: Número de eventos de lluvia con más de 3,30 mm acumulados. N_{I3,3}: Número de eventos de lluvia con intensidad superior a 3,30 mm h⁻¹. n: Tamaño de muestra.

Tabla 5.17: Indicadores de bondad de ajuste de los modelos construidos para estimar la fase de sedimentación en la finca de regadío.

Tipo de modelo	R ² _{adj}	MAE (t ha ⁻¹ año ⁻¹)	RMSE (t ha ⁻¹ año ⁻¹)
Modelo lineal	0,34	50,75	89,41
Modelo exponencial	0,35	53,76	106,71
Modelo potencial	0,51	36,07	61,51

R²_{adj}: Coeficiente de determinación ajustado. MAE: Error absoluto de la media. RMSE: Raíz del error cuadrático medio. El valor de R²_{adj} se refiere al modelo exponencial o potencial linealizado.

5.2.4. Análisis temporal del efecto de las diversificaciones

Cultivo de secano (Escuderos)

En la Figura 5.18 se observa cierto grado de similitud en la evolución temporal de la tasa de erosión en las dos diversificaciones. Entre el evento 6 y el 9, se produjo un aumento evidente y generalizado de la magnitud de la fase erosiva (Figura 5.18). En el manejo control se observó, además, un episodio de fuerte sedimentación en el evento 8. Del evento número 9 al 11, tuvo lugar una sedimentación generalizada, especialmente en control y en tomillo (Figura 5.18).

En el evento 11, que se corresponde con el evento de precipitación extremo de septiembre de 2019, en la zona natural y en la tápena no se observó una perturbación tan evidente como sucedió, por ejemplo, en el control. En éste, la mayoría de parcelas de varillas sufrieron una fuerte sedimentación. Esto mismo también se observó en la diversificación de tomillo, aunque con mucha menor intensidad (Figura 5.18).

En el evento número 17 (30 mm h^{-1}) las dos parcelas de varillas de la zona natural reflejaron procesos de sedimentación intensos, mientras que en el control se registraron procesos de arranque, también intensos. Respecto a las diversificaciones, no mostraron una tendencia tan clara como las anteriores, aunque todo parece indicar que predominó la fase de arranque con una intensidad mucho más baja que en el control (Figura 5.18).

Por último, merece especial atención el evento número 26 (3 mm h^{-1}), cuando las parcelas de varillas de la zona natural y de los tres manejos presentaron simultáneamente un claro predominio de la fase de sedimentación. También destaca el evento número 33, en el que sólo el manejo control experimentó un predominio de la fase de arranque (Figura 5.18).

En cuanto a la variabilidad temporal del balance erosivo, las parcelas de varillas que, en promedio, mostraron un mayor índice de variabilidad fueron las del natural, mientras que las del tomillo fueron las menos variables. Si atendemos a la evolución temporal de esta variabilidad, en el matorral natural se observó una tendencia decreciente, con un pico máximo en 2019; mientras que el resto de manejos agrícolas exhibieron un incremento de la misma, alcanzando su valor máximo entre los años 2020 y 2021. (Tabla 5.18).

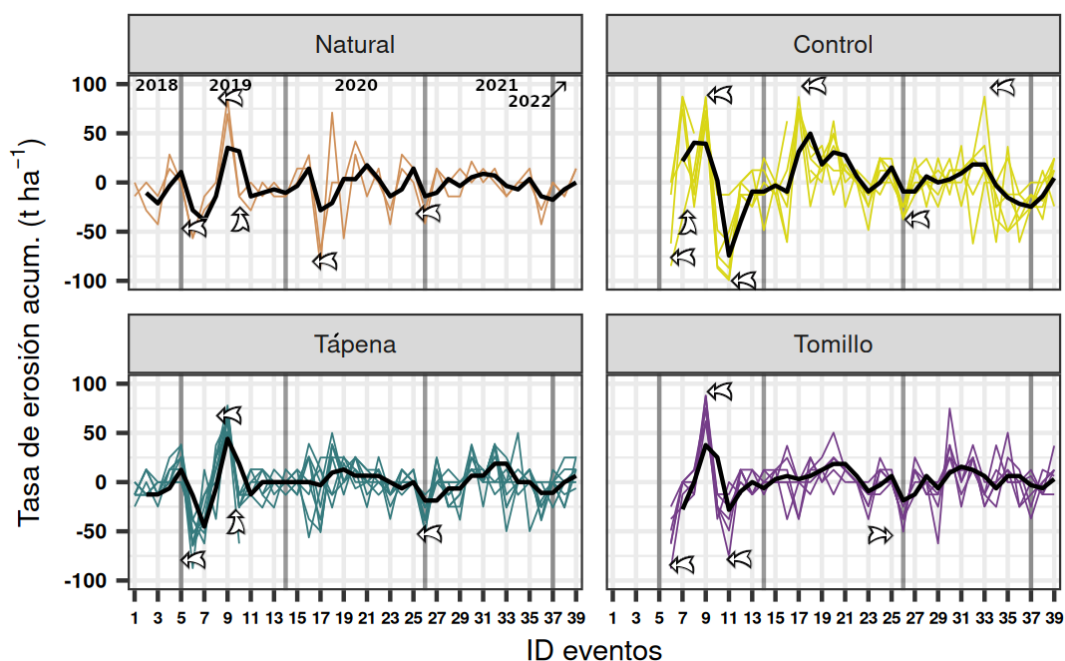


Figura 5.18: Balance erosivo de cada una de las parcelas de varillas instaladas en los manejos de la zona de secano a lo largo de los 39 eventos. Las líneas negras verticales marcan la separación entre los años del período de estudio. La línea negra horizontal representa la media móvil, calculada para cada dos eventos.

Tabla 5.18: Índice de variabilidad promedio y su desviación estándar para los diferentes usos y manejos en secano a lo largo del período de estudio

Manejo	2018	2019	2020	2021	2022	Período completo
Natural	$2,99 \pm 1,41$	$30,03 \pm 1,17$	$22,30 \pm 1,49$	$12,71 \pm 2,94$	$2,97 \pm 0,01$	$30,91 \pm 11,92$
Control	–	$13,64 \pm 21,50$	$20,98 \pm 6,42$	$20,53 \pm 10,47$	$1,19 \pm 14,31$	$25,13 \pm 10,10$
Tápena	$2,98 \pm 3,01$	$17,80 \pm 5,44$	$19,53 \pm 9,44$	$20,65 \pm 0,12$	$1,07 \pm 1,46$	$24,54 \pm 5,66$
Tomillo	–	$6,59 \pm 2,09$	$13,01 \pm 3,01$	$6,98 \pm 16,21$	$1,22 \pm 0,81$	$14,31 \pm 5,47$

Cultivo de regadío (Canteras)

Atendiendo a la Figura 5.19, se puede observar cierta diferencia entre la evolución del balance erosivo en ambos tipos de caballones y es que, los picos de fase de arranque y de sedimentación fueron más acusados en el caballón desnudo. Destaca el evento 35, donde se observó un fuerte pico de arranque en el caballón

desnudo, mientras que en el caballón vegetado se midió un pico de sedimentación. Ahora bien, también existieron ciertas similitudes en la evolución del balance de ambos caballones. Por ejemplo, destacan los picos de la fase de arranque en los eventos 9 y 24 o el pico de fase de sedimentación del evento 23; eventos que dejaron acumulados por debajo de 5 mm (Figura 5.19).

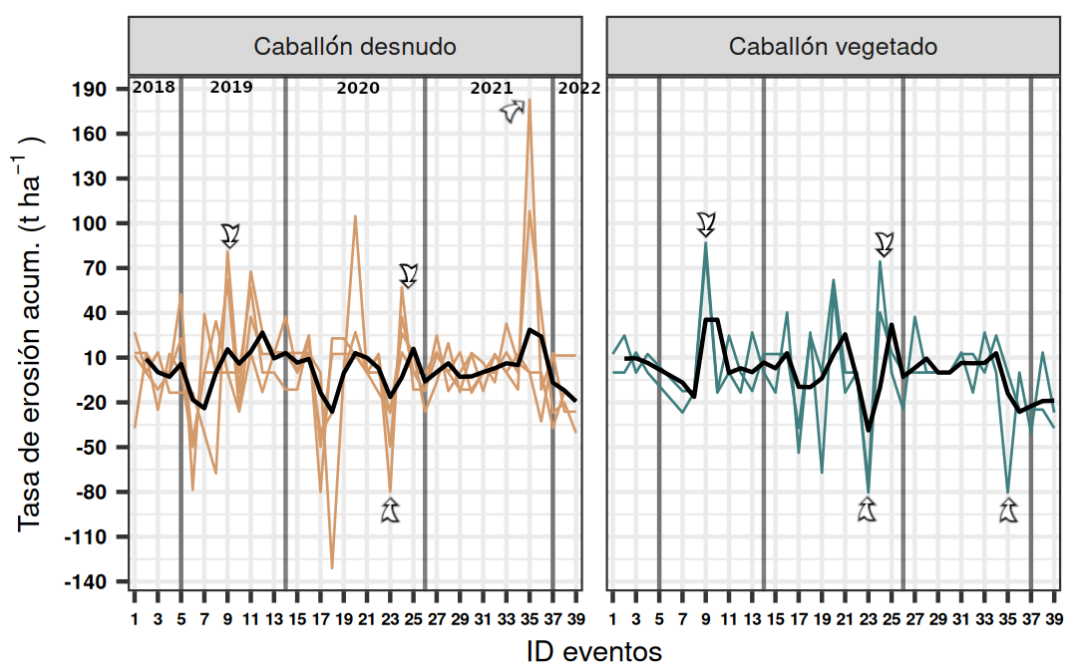


Figura 5.19: Balance erosivo de cada una de las parcelas de varillas instaladas en los caballones de la finca de regadío a lo largo de los 39 eventos. Las líneas negras verticales marcan la separación entre los años del período de estudio. La línea negra horizontal representa la media móvil, calculada para cada dos eventos.

Respecto a las calles durante los períodos de diversificación con haba (eventos del 1 al 4, del 11 al 13 y del 21 al 27), en los dos primeros períodos se observó que en la calle diversificada con haba hubo una reducción de la magnitud de la fase erosiva, mientras que en el último período la variabilidad fue mayor en ambas calles, especialmente en la control (Figura 5.20). También destacó en ambas calles el pico de sedimentación producido en el evento 23, el pico de arranque del evento 24 o el incremento generalizado de la magnitud de la fase de arranque en el evento 27. Unos eventos que se caracterizaron por unos acumulados e intensidades bajas.

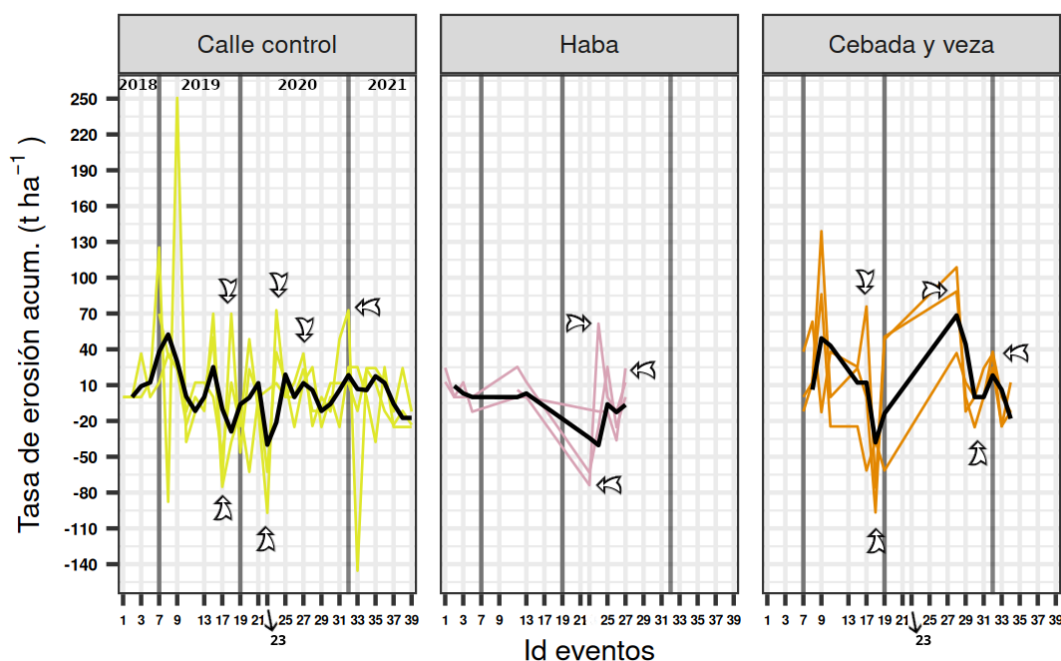


Figura 5.20: Balance erosivo de cada una de las parcelas de varillas instaladas en las calles de la finca de regadío a lo largo de los 39 eventos. Las líneas negras verticales marcan la separación entre los años del período de estudio. La línea negra horizontal representa la media móvil, calculada para cada dos eventos.

Por otro lado, durante los períodos de diversificación con cebada y veza (eventos del 6 al 8, 15 al 19 y del 27 al 34), destacó el comportamiento contrario que se observó durante el segundo período de diversificación (Figura 5.20). En el evento 17 (31,20 mm y 28,80 mm h⁻¹) las parcelas de varillas de la calle control experimentaron un incremento en la magnitud de la fase de sedimentación, mientras que las situadas en las calles con cebada y veza sufrieron un aumento de la fase de arranque. En cambio, en el evento 18 (19,00 mm y 7,60 mm h⁻¹) sucedió justo lo contrario: incremento de la magnitud de la fase de arranque en las calles control e incremento de la magnitud de la fase de sedimentación en la calle diversificada con cebada y veza (Figura 5.20). Durante el último período de siembra de cebada y veza se observó predominio de la fase de sedimentación en los primeros eventos (27–30). Un hecho que contrasta con la mayor magnitud de la fase de arranque experimentada en estas mismas calles hasta el evento 32, que fue precedida de una fuerte sedimentación (Figura 5.20). Sin duda, una situación diferente a la observada en las calles control, donde las variaciones de la fase de arranque y de sedimentación no fueron tan abruptas.

La presencia de cubierta vegetal en los caballones no modificó considerablemente la variabilidad promedio del balance erosivo. Teniendo en cuenta el factor tiempo, dicha variabilidad fue ligeramente mayor en el caballón vegetado (Tabla 5.19). Además, en ambos caballones, el índice de variabilidad experimentó un considerable aumento hasta el año 2020, disminuyendo progresivamente en los años posteriores (Tabla 5.19).

Tabla 5.19: Índice de variabilidad promedio y su desviación estándar para los diferentes manejos en la finca de regadío a lo largo del período de estudio

Manejo	2018	2019	2020	2021	2022	Período completo
Caballón desnudo	$2,05 \pm 0,81$	$15,18 \pm 5,54$	$32,55 \pm 23,01$	$21,48 \pm 18,48$	$1,42 \pm 0,49$	$26,62 \pm 9,60$
Caballón vegetado	$12,93 \pm 5,14$	$25,31 \pm 28,76$	$38,96 \pm 7,23$	$23,69 \pm 5,01$	$3,99 \pm 4,14$	$25,40 \pm 9,90$
Calle control (Haba)	$12,86 \pm 126,58$	$1,00 \pm 0,00$	$1,72 \pm 0,75$	$1,00 \pm 0,00$	–	$5,84 \pm 3,57$
Calle control (Cebada y veza)	–	$3,04 \pm 2,08$	$4,12 \pm 1,60$	$6,55 \pm 4,02$	–	$14,90 \pm 8,43$
Calle diversificada con haba	$1,39 \pm 0,38$	$1,00 \pm 0,00$	$1,56 \pm 0,96$	$1,00 \pm 0,00$	–	$6,94 \pm 3,21$
Calle diversificada con cebada y veza	–	$27,27 \pm 21,59$	$8,72 \pm 5,62$	$3,37 \pm 2,17$	–	$18,80 \pm 9,35$

Respecto a las calles, la menor variabilidad se observó, tanto durante el cultivo de haba, como durante el cultivo de cebada y veza, en las parcelas de las calles control (Tabla 5.19). Además, destaca que la variabilidad observada en las parcelas de varillas de las calles diversificadas con haba fue mucho más baja que en las calles con cebada y veza (Tabla 5.19).

5.3. Discusión

5.3.1. Gradiente de intensificación de uso y aceleración de procesos de erosión del suelo

La zona natural, el cultivo de almendro en régimen de secano y el de mandarino en régimen de regadío del presente estudio constituyen un gradiente de cambio de uso del territorio típico en las últimas décadas (Cerdà et al., 2021b; García-Ruiz et al., 2013; Nunes et al., 2023; Rodríguez Sousa et al., 2019). Las tasas de erosión neta promedio registradas para el secano (tomando como referencia el manejo control: $10,81 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y el regadío (tomando como referencia la suma de caballón desnudo y calle control: $2,35 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) estuvieron por encima del límite superior de formación de suelo indicado por Verheijen et al. (2009): $0,3\text{--}1,4 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Esto es consistente con la aceleración de la erosión observada en otros estudios bajo diferentes condiciones edafoclimáticas y tras la conversión de zonas naturales a cultivos, por ejemplo: Minella et al. (2014) y Vanacker et al. (2003, 2019).

La transformación a regadío implica cambios a nivel de relieve (por ejemplo: modificación/eliminación de estructuras que favorecen la retención de agua y suelo, como las terrazas de cultivo (García-Ruiz et al., 2013; Romero-Díaz et al., 2019b) y/o de manejo de suelo (por ejemplo, aumento de la intensidad del laboreo y/o eliminación de cobertura vegetal con herbicidas o maquinaria) (Cerdà et al., 2021b; Nunes et al., 2023), para incrementar la productividad agrícola y el beneficio económico (Rodríguez Sousa et al., 2019) (Tabla 5.20). Estas actuaciones provocan: i) un aumento de la conectividad del paisaje, que favorecen la pérdida de suelo y el desarrollo de formas de erosión concentrada (Nunes et al., 2023; Peter et al., 2012; Vanacker et al., 2003), especialmente cuando estos cambios se dan sobre suelos marginales (García-Ruiz et al., 2013) y ii) importantes alteraciones en el suelo, como una mayor compactación del mismo (Cerdà et al., 2021b; Rodríguez Sousa et al., 2019). Todo ello se traduce en una degradación del recurso suelo, en un aumento de los costes de explotación y en un mayor riesgo de erosión, tal y como corroboramos en esta tesis y como han encontrado previamente otros autores (Cerdà et al., 2012, 2019, 2021b; Keesstra et al., 2019; Liu et al., 2012; Niu et al., 2020; Nunes et al., 2023) (Tabla 5.20).

Del mismo modo, la intensificación en agroecosistemas de secano conduce a un incremento de las tasas de erosión, superándose en algunos casos los límites

tolerables de pérdida de suelo (Cerdà et al., 2021b; Dugan et al., 2024; Gómez et al., 2014; Martínez-Mena et al., 2020; Novara et al., 2021; Prosdocimi et al., 2016; Rodrigo-Comino et al., 2018).

Los datos recabados durante los cuatro años de experimentación ponen en evidencia una alteración del proceso erosivo, como consecuencia de la transición desde ecosistemas naturales (matorral) hacia usos del suelo más intensivos (secano y regadío). Este gradiente de intensificación incrementó la magnitud de las fases de arranque (un 205 % en secano y un 43 % en regadío) y sedimentación medianas (un 82 % en secano y un 3 % en regadío), resultando en un aumento las tasas medianas de erosión neta (un 57 % en secano y un 144 % en regadío) (ver secciones D.2 y D.3 del Anexo D)

Las tasas de erosión neta promedio (Tabla D.1) observadas en la zona natural fueron un orden de magnitud superior ($-3,19 \text{ mm año}^{-1}$, valor que indica sedimentación, asumiendo una densidad aparente de $1,41 \text{ t ha}^{-1} \text{ mm}^{-1}$) a las observadas por Lázaro et al. (2008): $-0,67 \text{ mm año}^{-1}$) en laderas con costra líquénica blanca y plantas vasculares anuales en el Desierto de Tabernas (cuenca de Sorbas-Tabernas). Del mismo modo, en estudios realizados en Australia con varillas de erosión en laderas con vegetación natural, las tasas de erosión fueron inferiores a las de este trabajo: $0,04\text{--}0,18 \text{ mm año}^{-1}$ (Hancock & Lowry, 2015) y $1,4 \text{ mm año}^{-1}$ (asumiendo una densidad aparente de $1 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) (Hancock et al., 2008).

Por otro lado, apenas existe información sobre tasas de erosión medidas con varillas de erosión en agroecosistemas de secano o regadío. Los datos promedio de erosión medidos con varillas por Mirás-Avalos et al. (2020) en viñedos de secano en Galicia para los manejos convencionales ($0,84 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), fueron entre uno y dos órdenes de magnitud inferiores a los obtenidos en este trabajo (ver sección D.1 del Anexo D). Bayat et al. (2019) en una plantación de caquis (*Diospyros kaki* L.f.) registró, mediante *Improved Stock Unearthing Method* (ISUM), en caballones y calles una tasa de erosión de $37,2$ y $58,9 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, respectivamente. En las calles de una plantación de mandarina, Cerdà et al. (2021b) obtuvieron, también mediante ISUM, una tasa de erosión de $180 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Unos valores que, además de ser comparables con los de las varillas obtenidos por Mirás-Avalos et al. (2020), se encuentran dentro del rango observado en el presente estudio (ver sección D.1 del Anexo D).

Tabla 5.20: Tasas de erosión registradas en cultivos de regadío

Referencia	Zona de estudio	Cultivo	Manejo	Metodología	Tasa de erosión
Cerdà et al. (2012)	Valencia (España)	Cítricos	Herbicida	Simulación de lluvia	4,47 t ha ⁻¹ h ⁻¹
		Olivar en secano	Tradicional no especificado		0,27 t ha ⁻¹ h ⁻¹
		Abandonado	Abandonado menos de cinco años		0,2 t ha ⁻¹ h ⁻¹
Liu et al. (2012)	Hubei y Henan (China)	Cítricos	Sin cubierta	Parcelas de erosión cerradas (4,5x9 m)	98,4 kg hm ⁻²
			Cubierta (mulch de paja)		78,7 kg hm ⁻²
			Cubierta (mulch de plástico)		97,85 kg hm ⁻²
Keesstra et al. (2016)	Valencia (España)	Albaricoquero en regadío	Laboreo	Simulación de lluvia	0,51 t ha ⁻¹ h ⁻¹
			No laboreo + herbicidas		0,9 t ha ⁻¹ h ⁻¹
			Cubierta vegetal		0,02 t ha ⁻¹ h ⁻¹
Cerdà et al. (2019)	Valencia (España)	Naranjo en regadío	Herbicidas	Simulación de lluvia	609,4 g m ⁻²
			Abandonado		7,1 g m ⁻²

Continuación de tabla 5.20

Referencia	Zona de estudio	Cultivo	Manejo	Metodología	Tasa de erosión
Keesstra et al. (2019)	Valencia (España)	Naranja en regadío	Sin cubierta + herbicidas	Simulación de lluvia	439 g m ⁻²
			Cubierta (mulch de paja)		73 g m ⁻²
Niu et al. (2020)	Jiagnix (China)	Cítricos	Sin cubierta	Simulación de lluvia	162,47 kg ha ⁻¹
			Costra biológica		54 kg ha ⁻¹
			<i>Kummerowia striata</i> Thunb.		3,51 kg ha ⁻¹
Cerdà et al. (2021b)	Valencia (España)	Mandarino en regadío	Herbicidas	ISUM (<i>Improved Stock Unearthing Method</i>)	180 t ha ⁻¹ h ⁻¹
Cerdà et al. (2021a)		Melocotón en regadío			1,46–8,02 t ha ⁻¹ año ⁻¹
Nunes et al. (2023)	Idanha-a-Nova (Portugal)	Almendro en regadío	Herbicidas + pesticidas + fertilizantes + riego	Simulación de lluvia	118 g m ⁻² h ⁻¹
		Olivo en regadío	No laboreo + baja o nula fertilización		12 g m ⁻² h ⁻¹

Esta escasez de datos de varillas en agroecosistemas posiblemente se deba, como bien apuntan Mirás-Avalos et al. (2020), a la especial atención que se debe prestar a las varillas una vez instaladas en las fincas agrícolas, pues son susceptibles de ser robadas, movidas o dobladas cuando se realizan labores con o sin maquinaria agrícola. En base a nuestra experiencia, esta atención se ha de incrementar conforme las explotaciones agrícolas son más intensivas, ya que se traduce en una mayor actividad de maquinaria (laboreo, uso de plaguicidas, etc) y humana. Es por ello que para monitorizar erosión en agroecosistemas, ya sean de secano o regadío, se opta por metodologías de carácter permanente, como las parcelas de erosión (por ejemplo: Durán Zuazo et al. (2014), Martínez-Mena et al. (2020) y Niu et al. (2021)), y cuyos resultados no son comparables a los obtenidos en el presente estudio debido a la diferente escala espacial analizada. No obstante, la posibilidad de discernir entre las distintas fases del proceso erosivo hace de las varillas de erosión una herramienta importante para, por ejemplo, realizar balances de carbono a nivel de parcela más ajustados a la realidad (Martínez-Mena et al., 2021).

5.3.2. Influencia de las características de la precipitación en el proceso erosivo y sus fases

Este gradiente de cambio de uso también se vio reflejado en los coeficientes de correlación entre la erosión neta y las variables de precipitación. Conforme avanzamos hacia usos del suelo más intensivos, la relación entre la erosión neta y las características de la precipitación se debilitó, llegando a desaparecer por completo en el regadío (Tablas 5.7, 5.8, 5.12 y 5.14; Figura 5.17). Boardman et al. (2017) y Boardman et al. (2015), en zonas de badlands de Karoo (Sudáfrica), observaron una relación positiva entre la cantidad de lluvia y la erosión medida con varillas. Gholami et al. (2021) hallaron correlaciones con el contenido de arcilla y arena, y la cobertura vegetal, mientras que otros autores no encontraron relación entre la erosión neta (o el cambio neto de altura de las varillas de erosión) y otras variables relacionadas con la cobertura, la pendiente o los resultados obtenidos con modelos (Díaz-Fierros et al., 1987; Hancock & Lowry, 2015; Kearney et al., 2018).

Por otro lado, los modelos que incluyeron como variable respuesta la erosión neta no fueron válidos. Esto parece sugerir que, a la escala de detalle a la que miden las varillas, existen otros factores más importantes afectando a esta varia-

ble, como la posición en el espacio (Lázaro et al., 2008) o el grado de alteración de la superficie del suelo. Esta última provoca cambios entre estados del sistema limitados por la energía o desagregación (Martínez-Mena et al., 2020; Singer & Shainberg, 2004) a estados limitados por el transporte (Boardman et al., 2017; Clarke & Rendell, 2006).

Utilizar los valores negativos de variación de altura como valores de erosión neta se ha discutido en otros estudios (por ejemplo: Couper et al. (2002) y Kearney et al. (2018)). En cualquier caso, su uso debe realizarse con cautela, transparencia y acorde a los objetivos establecidos (Couper et al., 2002). Por ejemplo, Kearney et al. (2018) aboga por el uso del valor absoluto de la diferencia de altura de las varillas, lo que nos da una idea de la magnitud del proceso en su conjunto y nos impide diferenciar entre la fase de arranque y la fase de sedimentación del proceso erosivo; sin duda una de las grandes ventajas de las varillas de erosión. Además, estos autores apuntan que el uso del valor absoluto es especialmente útil cuando se comparan los impactos de diferentes prácticas de manejo sostenible o se exploran relaciones entre vectores de erosión (pendiente, cobertura, etc), aunque en nuestro estudio no hemos encontrado modelos de regresión válidos utilizando el valor absoluto. En este sentido, Kearney et al. (2018) señala que, cuando se emplea el valor absoluto de la variación de altura, es importante colocar las varillas en zonas donde sea menos probable que haya deposición, lo que reduce considerablemente el lugar de instalación de éstas.

Sin discriminar entre categorías de eventos según su erosividad, no se observaron correlaciones significativas entre las fases del proceso erosivo y las de la precipitación (Tablas 5.7 a 5.10 y 5.12 a 5.16, al igual que los resultados obtenidos Hancock y Lowry (2015) en laderas.

Sin embargo, ambas fases sí que mostraron una correlación positiva entre sí, lo que refleja la dinámica del proceso erosivo: las partículas arrancadas en un punto son transportadas y depositadas en otro punto, y, si los sedimentos no son estabilizados, éstos quedarán disponibles para su transporte en el siguiente evento (Hancock & Lowry, 2015).

Los modelos elaborados apuntan a una modificación de la relación entre ambas fases y su dependencia con las variables de la precipitación debido a los cambios de uso. En el modelo de secano y zona natural la energía cinética máxima de la precipitación moduló la relación de estas fases (Ecuación 5.3), mientras que en el regadío no intervino ninguna variable relacionada con la precipitación o el manejo (Ecuación 5.4). Además, la representación gráfica de estos modelos

(Figura 5.17) apunta a que, para una misma tasa de material movilizado, en la finca de secano (incluida la zona de matorral natural) hay mayor cantidad de material que sedimenta respecto al agroecosistema de regadío, especialmente en eventos con baja energía cinética. Del mismo modo, el gráfico de la Figura 5.17 indica que conforme aumenta la energía cinética de la lluvia, la diferencia entre la tasa de sedimentación de la finca de secano y la de regadío también se incrementa. Todo ello nos sugiere que el sistema caballón-calle es menos efectivo en la retención de suelo y del agua, muy posiblemente debido a un incremento de la conexión de flujos como consecuencia del cambio de uso (Nunes et al., 2023; Peter et al., 2012; Vanacker et al., 2003).

5.3.3. Efecto de las diversificaciones sobre la erosión

La similitud observada en la distribución de la tasa de erosión neta de los manejos de secano, pudo ser el principal motivo por el que no se encontraran diferencias significativas entre diversificaciones y control (ver sección D.1 del Anexo D). Sin embargo, sí se observaron en las tasas de la fase de arranque y de sedimentación (Figura 5.11). En concreto, la magnitud de estas fases se redujo en ambas diversificaciones y, además, lo hizo en una proporción similar, a pesar de que el número de sucesos de arranque y sedimentación no mostró diferencias significativas respecto al control (Tabla 5.4). El mayor grado de estabilidad de los agregados observado por Almagro et al. (2023), en las diversificaciones de la misma zona de estudio explicaría este cambio en la respuesta erosiva del suelo bajo las diversificaciones de tápena y tomillo. El incremento de la cubierta vegetal, motivado por la supresión del laboreo y la diversificación, provoca una serie de cambios a nivel superficial y subsuperficial ampliamente estudiados (interceptación de gotas de lluvia, mayor rugosidad superficial, actividad radicular y microbiológica, aumento de entradas de carbono, etc) que incrementan la resistencia del suelo frente a la erosión (Almagro et al., 2023; Ardeni et al., 2023; Keesstra et al., 2016; Martínez-Mena et al., 2020, 2021; Porta et al., 2013; Preiti et al., 2017). De manera similar, González-Rosado et al. (2022) reportaron que la diversificación en cultivos de olivo en secano mejoró la estabilidad de los agregados del suelo.

Esta diferencia también quedó patente en la Figura 5.12, donde las parcelas de varillas de las diversificaciones presentaron, al igual que la zona natural, tasas de erosión de arranque y sedimentación similares (más próximas a la recta), mientras que en el control la dispersión fue ligeramente más alta. Esto es indicativo de

que en las zonas con mayor cubierta vegetal se compensan más las dos fases del proceso erosivo (arranque y sedimentación), comparado con el control (donde la cubierta vegetal es menor). Asimismo, la similitud de las respuestas observadas en las diversificaciones y la zona natural indican que la diversificación con tomillo y tápena es una herramienta interesante para recuperar las condiciones iniciales del suelo antes de su puesta en cultivo, al menos en relación a la respuesta erosiva. Nuestros datos confirman que la adopción de estas diversificaciones es una medida eficaz para incrementar la sostenibilidad del cultivo de almendro en seco, particularmente en términos de control de erosión del suelo.

A pesar de que el mantenimiento de cubiertas vegetales en caballones forma parte de algunas de las técnicas más adecuadas para reducir la erosión en cultivos de cítricos a nivel global (Niu et al., 2021), en este estudio no se encontró una modificación positiva y significativa en el proceso erosivo de los caballones (Figura 5.13 y Tabla 5.5). Por el contrario, en las calles, el efecto de la diversificación sobre la erosión fue diferente dependiendo de la especie cultivada (Figura 5.14), aunque ambas diversificaciones aumentaron la proporción de sucesos de arranque (Tabla 5.6). La diversificación con cebada y veza incrementó significativamente la tasa de erosión mediana en la fase de arranque y en la de sedimentación (Figura 5.14), mientras que la diversificación con el haba supuso una reducción significativa de la fase de arranque en relación a la calle control (Figura 5.14).

El nulo impacto de la cubierta en los caballones y el comportamiento opuesto entre diversificaciones son muy interesantes, especialmente teniendo en cuenta que el efecto beneficioso de las prácticas de manejo sostenible en cultivos de cítricos ha sido ampliamente estudiado (por ejemplo: Li et al. (2020), Niu et al. (2021) y Xia et al. (2015)). No obstante, es importante destacar que el proceso de erosión varía en el tiempo y en el espacio, al igual que las prácticas de manejo sostenible (Leys et al., 2010; Maetens et al., 2012). Además, existen otras muchas variables que influyen en la efectividad de estas prácticas y que están relacionadas con la historia del uso del suelo, características superficiales del terreno, distribución temporal de las lluvias, tipos de cultivo, etc (Leys et al., 2010; Maetens et al., 2012). Por ejemplo, la elevada pendiente de los caballones podría reducir el efecto positivo de la cubierta vegetal en frenar la erosión, ya que incrementa la velocidad de la escorrentía (Niu et al., 2021).

Centrándonos en las calles, cabe destacar que, cebada y veza, y haba se cultivan en momentos diferentes, que las características de las lluvias cambian a lo largo del año (Tabla 5.3) y que el porcentaje de cobertura del suelo, así como su

evolución, es variable y depende de las especies cultivadas (Novara et al., 2021). En cultivos de almendro en régimen de regadío, Repullo-Ruibérriz de Torres et al. (2021) observó un gran potencial de secuestro de carbono en las cubiertas sembradas mixtas y de cebada (*Hordeum vulgare* L.), mientras que las cubiertas con veza (*Vicia villosa* Roth) incrementaron en mayor medida el contenido de nitrógeno del suelo. Sin embargo, Sánchez-Navarro et al. (2023) no observaron un aumento significativo del carbono orgánico del suelo, ni del nitrógeno en las calles diversificadas con haba, ni en las diversificadas con cebada y veza. Visconti et al. (2022) tampoco encontraron un aumento del carbono orgánico del suelo en calles con cubierta natural y festuca. Esta situación puede deberse a la alteración progresiva de las propiedades físico-químicas del suelo debido al regadío intensivo (Rodríguez Sousa et al., 2019) y pueden ayudar a explicar el comportamiento de las calles diversificadas en lo relativo al proceso erosivo, pues de sobra es conocido el papel del carbono orgánico en la susceptibilidad del suelo a la erosión (Almagro et al., 2023; Ardeni et al., 2023; Keesstra et al., 2016; Martínez-Mena et al., 2020, 2021; Porta et al., 2013; Preiti et al., 2017). Una situación semejante fue observada por Li et al. (2023) donde las rotaciones de maíz, trigo y barbecho se tradujeron en una mayor escorrentía, erosión y pérdida de nutrientes. Además, es importante recordar que en las calles control la frecuencia de laboreo es la mitad que en las calles diversificadas y que en éstas últimas no se incorporan los restos de poda del cultivo principal al suelo.

Por tanto, es posible que para observar un efecto positivo de las diversificaciones en el proceso erosivo, sea necesario un período de tiempo más amplio y/o una modificación de los esquemas de diversificación planteados en el presente trabajo (Visconti et al., 2022).

Por último, los gráficos de dispersión de fase erosiva y fase de sedimentación parecen indicar que caballones y calles presentan un comportamiento complementario (Figuras 5.15 y 5.16). En el caso de los caballones, la mayor parte de las parcelas experimentaron una fase de arranque superior a la de sedimentación, mientras que en las calles esta distribución es más o menos homogénea y con una fuerte variabilidad en el eje vertical (fase de arranque) y en el eje horizontal (fase de sedimentación). Una situación que sugiere que, los caballones actúan principalmente como fuente de sedimentos y las calles como fuente y sumidero, a diferencia de lo observado por Bayat et al. (2019). Esta hipótesis concuerda con la percepción de los agricultores, quienes han observado un aumento del ancho de las calles desde el inicio de la explotación (aproximadamente 20 años), según

la encuesta realizada por Verschueren (2018).

5.3.4. Influencia temporal de las diversificaciones y cubiertas

Los balances de erosión en secano y regadío (Figuras 5.18, 5.19 y 5.20; Tablas 5.18 y 5.19) evidencian la variabilidad temporal intrínseca de la erosión. Estos resultados, junto con las aportaciones de Boix-Fayos et al. (2006), Marzloff et al. (2011) y Vandekerckhove et al. (2003), reafirman la importancia del factor tiempo para obtener datos representativos y comprender la evolución de los procesos erosivos.

En secano, la Figura 5.18 muestra que fue a partir del segundo año cuando los picos de arranque y sedimentación comenzaron a ser menos intensos en las diversificaciones que en el control. De hecho, ya en el evento de lluvias extremas de septiembre de 2019 (evento número 11), la intensidad de la fase de sedimentación observada en las diversificaciones fue mucho menor que la del control. Esto reafirma el papel de la diversificación con tápena y con tomillo como una herramienta eficaz para controlar la erosión en agroecosistemas de secano. Asimismo, pone de manifiesto la necesidad de contar con un registro de datos de, al menos, dos años, para poder constatar los efectos mencionados. Un período de tiempo similar al observado por Martínez-Mena et al. (2020) utilizando parcelas de erosión en cultivos de secano.

En cuanto a la evolución temporal en el regadío, en los caballones se observó una ligera diferencia en el patrón ya que los picos de arranque y sedimentación de las parcelas de varillas fueron menos acusados en el caballón vegetado (Figura 5.19). A pesar de ello, la variabilidad observada en los balances temporales de ambos caballones fue muy similar (Tabla 5.19). Por tanto, sería importante evaluar la implementación de otras medidas para reducir la erosión en los caballones, ya que, como se ha visto, es la principal fuente de sedimentos en este tipo de agroecosistemas.

Por otro lado, sólo la diversificación con haba mostró un cambio en la evolución del balance (Figura 5.20), aunque se debería contar con un mayor número de observaciones para suplir su reducido número durante los dos primeros años. Se observaron algunos patrones de variación, sobre todo en las calles con cebada y veza, con cierto carácter episódico y aleatorio. Por ejemplo, los eventos intensos durante el segundo ciclo de cebada y veza dieron lugar a episodios de arranque

más intensos, mientras que en el tercer ciclo dichos eventos dieron lugar a sucesos de sedimentación más intensos (Figura 5.20). Una posible respuesta a este patrón tan difuso puede ser que el suelo depositado en un momento dado es erosionado más adelante o viceversa (Hancock & Lowry, 2015; Luffman et al., 2015) y, por tanto, la diversificación en las calles de regadío requiere de más tiempo, para poder observar un efecto positivo en la respuesta erosiva.

5.4. Conclusiones

Las varillas de erosión han resultado ser una excelente alternativa como método de monitoreo de la erosión laminar en agroecosistemas (secano y regadío) y zonas de matorral natural inalteradas. Su fácil y rápida instalación y medición han permitido obtener un considerable número de observaciones durante un período de tiempo (4 años) lo suficientemente representativo, para evaluar el efecto de los cambios de uso y la diversificación de cultivos en el proceso erosivo. Sin embargo, hemos observado que conforme avanzamos hacia agroecosistemas más intensivos, la labor de seguimiento y mantenimiento de las varillas aumentan notablemente (señalización y delimitación de parcelas, reemplazo por rotura o sustracción de varillas, etc). En la finca de regadío resultó especialmente complicado colocar las parcelas de varillas de modo que no entorpecieran las labores agrícolas (paso de maquinaria en calles, podas y aclareos, etc).

El cambio hacia un uso más intensivo del terreno se tradujo en una clara alteración de las fases del proceso erosivo, modificando, además, la relación entre ambas fases y su dependencia respecto a las características de la precipitación. En comparación con los valores registrados en la zona natural, este cambio de uso incrementó la magnitud de las fases de arranque (un 205 % en secano y un 43 % en regadío) y sedimentación medianas (un 82 % en secano y un 3 % en regadío), resultando en un aumento las tasas medianas de erosión neta (un 57 % en secano y un 144 % en regadío). Esto nos sugiere que la sustitución de terrazas de cultivo por sistemas de plantación caballón-calle da lugar a paisajes con una capacidad de retención de sedimentos muy baja (posiblemente por la mayor conectividad hidrológica) y más susceptibles a la erosión. Una situación que pone en entredicho su sostenibilidad, a pesar de que la percepción social de estos sistemas sea diametralmente opuesta, tal y como se ha dicho anteriormente.

Las diversificaciones de tápena y tomillo redujeron la magnitud de ambas

fases del proceso de erosión, y su efecto en el balance erosivo se observó antes del segundo año de implementación. Esto pone de manifiesto el potencial de estos esquemas de diversificación como herramientas para la conservación de suelo y agua en ambientes mediterráneos con litologías blandas.

En el regadío, las calles actuaron tanto de sumidero como de fuente de sedimentos, mientras que los caballones operaron mayoritariamente como fuente de estos. El efecto de la cubierta sobre el proceso erosivo sólo se observó en las calles. Mientras que la calle diversificada con haba sólo redujo la fase de sedimentación, en la diversificación con cebada y veza aumentó la magnitud de todas las fases del proceso erosivo y presentó un comportamiento errático en el balance erosivo bajo eventos de semejantes características. Todo ello nos sugiere que, en agroecosistemas intensivos de regadío, se requiere de un período de tiempo mayor para llegar a conclusiones más robustas sobre el efecto de la diversificación sobre la erosión. Asimismo, se debería considerar la modificación de los esquemas de diversificación implementados.

Capítulo 6

Conclusiones

Este capítulo resume las conclusiones principales de la tesis, integrando los hallazgos de los Capítulos 3, 4 y 5 para ofrecer una visión general sobre la erosión hídrica en agroecosistemas mediterráneos. A partir de estos resultados, se discuten sus implicaciones prácticas y se proponen futuras líneas de investigación.

6.1. Principales conclusiones por capítulo

Las principales conclusiones derivadas del estudio con inventario de campo y uso de información espacial obtenida con drone (Capítulo 3) son las siguientes:

- Se identificaron cuatro formas de erosión concentrada: regueros, cárcavas, movimientos en masa y formas mixtas. La aparición de las dos últimas, no descritas en clasificaciones previas para este contexto, estuvo vinculada directamente al evento extremo de precipitación de septiembre de 2019.
- La distribución espacial de las formas erosivas fue consistente entre ambos métodos y estuvo controlada por factores específicos: los regueros dominaron en las terrazas de cultivo (asociados a propiedades del suelo, sodicidad y longitud de la parcela), mientras que las cárcavas se localizaron predominantemente en los bordes de terraza (favorecidas por la concentración de escorrentía, cese del mantenimiento de las terrazas o procesos de *pipiing*). Los movimientos en masa aparecieron exclusivamente en los bordes de terraza y la forma mixta a lo largo de las terrazas, incluso conectándolas.
- Las tasas de erosión calculadas superaron la tasa natural de formación del suelo, especialmente tras el evento extremo de septiembre de 2019, lo que

evidencia la alta vulnerabilidad de estos agroecosistemas mediterráneos.

- Independientemente de la metodología, las cárcavas y la forma mixta fueron las formas con mayor potencial erosivo, siendo responsables de más de las tres cuartas partes del volumen total de material movilizado.
- Los regueros y cárcavas persistentes movilizaron más de la mitad del volumen de material neto erosionado atribuido a dichas formas. De manera que las fases posteriores a la génesis de estas formas son las que más contribuyen a la exportación de material.
- La comparativa entre metodologías sólo se pudo llevar a cabo con las cárcavas, debido al elevado número de mediciones que no superaron el criterio de significatividad estadística. Dicho análisis reflejó una gran dispersión de los datos, posiblemente como consecuencia de la complejidad morfológica de las cárcavas, que podría ser captada más eficazmente por la información espacial que mediante inventario de campo.
- El elevado error vertical de los modelos elaborados a través de SfM-MVS enfatizan la necesidad de implementar, en posteriores estudios, estrategias avaladas por la literatura científica para mejorar la precisión de los modelos 3D.
- La mayor coincidencia entre métodos tras el evento extremo de septiembre de 2019 sugiere que la alta intensidad de la precipitación genera formas erosivas más definidas y, por ende, más fácilmente identificables.
- La comparación metodológica indica que el inventario de campo es la aproximación más precisa para cuantificar la erosión concentrada en el área de muestreo común y dentro del contexto de este estudio. Aunque el uso de información espacial reduce los tiempos de obtención de datos y ofrece una gran resolución espacial, la omisión de formas y el elevado error volumétrico de las mediciones introducen incertidumbres que alejan estas estimaciones de la realidad física.

Las principales conclusiones derivadas del estudio en parcelas de erosión abiertas (Capítulo 4) son las siguientes:

- Independientemente de la litología y el uso del suelo, la implementación de prácticas de manejo sostenible (como el laboreo reducido y la siembra

de cubiertas verdes) demostraron una efectividad clara y significativa en reducir la erosión y la escorrentía (y la pérdida de nutrientes asociados al sedimento), y en la mejora de la calidad del suelo.

- La modificación de la respuesta hidrológica y erosiva fue más pronunciada en el cultivo del almendro (disminución del 75 % en escorrentía y 80 % en erosión) que en el cereal (disminución del 41 % en escorrentía y 76,5 % en erosión), demostrando la gran influencia del tipo de suelo y su uso en el éxito de estas prácticas.
- La efectividad de las prácticas de manejo sostenible fue mayor durante los eventos de lluvia más intensos, que son los principales responsables de la erosión en la zona mediterránea. Este hallazgo resalta el valor de estas prácticas como herramienta clave de mitigación y adaptación al cambio climático, ante el previsible aumento de la frecuencia de eventos extremos.
- El control de la escorrentía y la erosión con las prácticas de manejo sostenible implementadas se observó en el corto plazo (aproximadamente 18 meses tras su implementación) y se mantuvo durante los diez años de monitoreo, demostrando su efectividad y utilidad en el largo plazo para combatir la degradación del suelo.
- Si bien las prácticas de manejo sostenibles son una herramienta eficiente para la reducción de la erosión, su aplicación óptima debe ser específica para cada contexto, ya que su eficacia está supeditada a: i) factores ambientales; ii) objetivos de conservación establecidos; y iii) limitaciones culturales y sociales.

Las principales conclusiones derivadas del estudio con varillas de erosión (Capítulo 5) son:

- Las varillas de erosión, como metodología para medición de la erosión, a pesar de su bajo coste, fácil instalación y su capacidad para proporcionar un alto volumen de datos y discernir entre fase de arranque y sedimentación, presentaron un mayor mantenimiento conforme se incrementó la intensidad del uso del suelo.
- La intensificación del uso del suelo (natural→secano→regadío) alteró la dinámica del proceso erosivo, incrementando la magnitud de la fase de arranque y sedimentación, así como la relación entre ambas y con las variables de

precipitación. Por tanto, a pesar de la percepción social de que los sistemas de regadío son ejemplos del uso sostenible del suelo (por ser sistemas «más verdes» y presentar una organización espacial más lineal), los resultados de este estudio cuestionan seriamente la sostenibilidad de estos sistemas en lo que respecta a la erosión.

- Las diversificaciones con tápena y tomillo en secano se confirmaron como una estrategia efectiva a corto plazo (menos de dos años) para la conservación de suelo, reduciendo significativamente la magnitud de las dos fases del proceso erosivo (arranque y deposición).
- En los sistemas de regadío, la dinámica erosiva fue más compleja y estuvo espacialmente segregada: los caballones actuaron principalmente como fuente de sedimentos, mientras que las calles funcionaron generalmente como sumideros.
- El éxito de las diversificaciones en las calles de regadío como control de la erosión fue variable. Las calles con haba presentaron un efecto mitigador parcial, mientras que en la diversificación con cebada y veza se observó un aumento de la erosión de las calles. Una situación que puso de manifiesto la necesidad de rediseñar los esquemas de diversificación y de ampliar el período de monitorización, para garantizar su eficacia en agroecosistemas intensivos.

6.2. La importancia de la escala en el estudio de la erosión

Esta tesis ha utilizado un enfoque de múltiples escalas y técnicas para estudiar la erosión hídrica, por lo que una de las primeras cuestiones que surge tiene que ver con la comparativa entre metodologías. Es decir, ¿son comparables los resultados obtenidos con los diferentes enfoques? Los datos derivados de los experimentos no sugieren que esta comparación sea posible en términos absolutos. Tanto el inventario de campo, como el uso de información espacial arrojaron tasas de erosión ($82,10$ y $179,03 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) varios órdenes de magnitud superiores a las registradas con parcelas de erosión abiertas ($0,01$ – $0,49 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y con varillas de erosión ($-6,06$ – $9,24 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$).

El motivo detrás de estas diferencias es debido a que cada enfoque se aplica a una escala espacial diferente y captura información dentro de un marco temporal definido, lo que implica que los procesos de erosión que se observan y miden son diferentes, aunque todos ocurren en el mismo espacio:

- El inventario de campo y la información espacial permiten abarcar una superficie muy amplia en relativamente poco tiempo, y se enfocan principalmente en los procesos de erosión concentrada que ocurren a escalas más groseras. Ambos métodos enfrentan limitaciones al medir formas no uniformes o de gran extensión, ya que resulta necesario subdividirlas. Esta fragmentación incrementa el número de mediciones y el tiempo de muestreo. En el caso de los drones, una georreferenciación precisa es crítica, lo que puede suponer una inversión significativa de tiempo y recursos. Además, estos métodos abarcan amplios espacios de observación, así como varios procesos de erosión combinados.
- Las parcelas de erosión abiertas empleadas son ideales para captar la variabilidad espacial de los procesos erosivos a escala de ladera, aunque su puesta a punto requiere de un gran esfuerzo económico y humano. Permiten cuantificar procesos de erosión difusa (erosión laminar y por salpicadura), así como pequeños regueros y cárcavas. Recogen principalmente la fase de arranque y transporte del proceso erosivo al forzar la deposición en una trampa de sedimentos.
- Las varillas de erosión se enfocan casi exclusivamente en el proceso de erosión difusa (erosión laminar y por salpicadura). Constituye un enfoque muy sencillo y de rápida implementación, que permite medir la erosión a nivel de detalle en un espacio muy limitado, permite diferenciar las fases de arranque y de sedimentación del proceso erosivo. Sin embargo, este nivel de detalle exige instalar un amplio número de varillas (y consecuentemente un número considerable de observaciones), para garantizar la representatividad de las mediciones, lo que incrementa sustancialmente los tiempos de recolecta de datos.

Ahora bien, las discrepancias observadas entre estas metodologías nos lleva a la reflexión de que cada enfoque capta una parte de la esencia del proceso de erosión hídrica, es decir, no existe una única metodología óptima para estudiar la

erosión hídrica de manera integral. De manera que, los datos obtenidos, aunque no son comparables, son complementarios y, en su conjunto, nos permiten obtener una visión completa y precisa del proceso de erosión. Es necesario tener en cuenta el método de medición de la erosión para poder interpretar adecuadamente los resultados.

La presente tesis doctoral pretende contribuir al conocimiento sobre la erosión hídrica y propone, a la luz de los hallazgos y las limitaciones inherentes a su medición, varias opciones metodológicas para futuras investigaciones.

Un aspecto crítico al evaluar los efectos de las prácticas de manejo sostenible sobre la erosión es la escala de observación. Los estudios consultados en esta tesis se limitan a la escala de parcela o microparcela, lo que impide evaluar el impacto de estas prácticas sobre la erosión concentrada, la conectividad hidrológica y, en definitiva, de su eficacia en una escala más amplia (a escala de finca, por ejemplo). Aunque es una barrera difícil de sortear, sería necesario explorar la posibilidad de realizar estudios a esta escala. El principal desafío metodológico radica en la dificultad de encontrar áreas de estudio comparables, con características similares de topografía, tipo y uso del suelo.

La incorporación de la instrumentación electrónica autónoma en el monitoreo de la erosión es muy prometedora. El uso de plataformas de bajo coste basadas en microcontroladores, como Arduino, permitirían obtener datos más representativos para estudiar la erosión o ampliar el número de variables a incluir en los análisis. Por ejemplo, permitiría contar con registros pluviométricos lo más próximos a los puntos de medición de erosión. Un aspecto muy interesante debido a la alta variabilidad espacial de las precipitaciones de carácter torrencial, que son las responsables de las mayores tasas de erosión y del desarrollo de las cárcavas. Estos sistemas autónomos podrían escalarse a soluciones IOT (Internet de las Cosas) en zonas con cobertura, permitiendo así una transmisión remota y un monitoreo en tiempo real.

Por último, sería de gran interés fomentar la implementación de metodologías híbridas para el estudio de la erosión. Como ya se ha indicado, emplear diferentes enfoques permiten lograr una comprensión holística del proceso. Por ejemplo, combinar la alta resolución espacial de los drones con los datos detallados de erosión obtenidos con las varillas de erosión permitiría superar las limitaciones de escala de cada técnica.

6.3. El manejo como elemento clave para el control de la erosión en agroecosistemas mediterráneos

De manera integrada, los resultados de este trabajo proporcionan una sólida evidencia de que el manejo agrícola es uno de los principales factores que condiciona la vulnerabilidad del suelo a la erosión hídrica. La transición desde ecosistemas naturales (matorral) hacia usos del suelo más intensivos (secano y regadío) modifica profundamente la respuesta hidrológica y erosiva del suelo. En comparación con los valores registrados en la zona natural, este cambio incrementa la magnitud de las fases de arranque (un 205 % en secano y un 43 % en regadío) y sedimentación medianas (un 82 % en secano y un 3 % en regadío), resultando en un aumento las tasas medianas de erosión neta (un 57 % en secano y un 144 % en regadío).

Respecto a las prácticas de manejo sostenible estudiadas (reducción de laboreo, cubiertas verdes y diversificación de cultivos), la investigación concluye que su implementación es una estrategia adecuada y efectiva para mitigar la degradación del suelo a corto y largo plazo en agroecosistemas de secano. Estas prácticas no solo mejoran la calidad del suelo, sino que reducen significativamente las pérdidas de suelo y nutrientes causadas por la erosión hídrica. Específicamente, se logró una reducción promedio del 78 % en la pérdida de suelo y de carbono orgánico, y una disminución promedio del 68 % en la pérdida de nutrientes. Su eficacia es duradera, como se demostró en parcelas de erosión, y se revelan como una herramienta clave de adaptación al cambio climático, siendo especialmente efectivas durante los eventos extremos de precipitación, donde la erosión se redujo en un promedio del 80 % respecto a los manejos de referencia convencionales (control). En contraste, la implementación de estas prácticas en agroecosistemas de regadío es más compleja, requiriendo una evaluación a largo plazo y/o la modificación de sus características.

Por otro lado, la erosión hídrica concentrada (principalmente por cárcavas y a través de la forma mixta) es un proceso de gran magnitud y clave en eventos de precipitación de elevada intensidad en agroecosistemas de secano, particularmente en litologías margosas. Además, el estudio muestra que, si bien las estructuras tradicionales de conservación del suelo y el agua (como las terrazas de cultivo) son importantes, su eficacia depende de factores diversos como su tamaño, pendiente,

cobertura del suelo y características del evento de precipitación. Además requieren de un mantenimiento adecuado para ser efectivas.

Con todo, estos hallazgos destacan la importancia de la erosión hídrica en ambientes agrarios mediterráneos, tanto de secano como de regadío, y la necesidad de controlarla. Los resultados obtenidos ponen de manifiesto que existen manejos capaces de reducir la erosión por debajo del umbral de formación natural ($0,3 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), tal y como se deduce de la Tabla 4.5 del Capítulo 4 especialmente para el cultivo del almendro. Sin embargo, esta situación contrasta significativamente con lo observado en los Capítulos 3 y 5, donde factores como una mayor erosionabilidad del suelo, la escala de medición y la intensidad de los procesos erosivos medidos dispararon las tasas de erosión. Es más, estas tasas no sólo superaron ampliamente el umbral de tolerancia establecido para el territorio nacional ($2\text{--}3 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), sino que rebasaron en un factor entre 4 y 128 veces el límite superior de formación natural de suelo ($1,4 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). Estos resultados refuerzan la necesidad de abordar el estudio de la erosión bajo una enfoque multimetodológico, integrando así los diferentes procesos erosivos y logrando una visión de conjunto lo más fidedigna posible sobre el estado real de la degradación del suelo.

La erosión hídrica es un proceso cuya importancia puede ser infravalorada y que, cuando se manifiesta (por ejemplo, en forma de regueros), sus signos o morfologías erosivas suelen ser eliminados, en la medida de lo posible, con maquinaria. Esto reduce directamente la percepción de problema por parte de los agricultores a nivel local, creando una falsa sensación de control sobre el problema. Sin embargo su impacto en la aptitud agrícola del suelo es palmario y acumulativo en el tiempo, además de afectar a la pérdida de biodiversidad y servicios ecosistémicos de los agrosistemas. Más allá de los efectos locales, la pérdida de suelo por erosión tiene efectos *off site*, es decir, regionales. Los procesos erosivos son flujos dinámicos de arranque, transporte y deposición de sedimentos. El suelo erosionado es redistribuido a través de la red drenaje y acumulado aguas abajo, pudiendo causar enormes daños durante este proceso de redistribución a infraestructuras, aumentando la densidad de sedimentos de los cauces fluviales y, en los peores casos, causando coladas de barro de impactos catastróficos y trágicos como en la reciente DANA de Valencia de Octubre de 2024.

Por tanto, es extremadamente urgente un cambio de paradigma donde la preservación del suelo vaya más allá de la promoción de los servicios ecosistémicos a nivel local. Es necesario adoptar una visión más holística que permita integrar su papel beneficioso a escalas espaciales más amplias (a nivel de cuenca o paisaje),

especialmente en la reducción de escorrentías y en la disminución del transporte de sedimentos durante episodios de precipitaciones torrenciales.

6.4. Implicaciones del trabajo en la gestión del territorio y las políticas agrarias

Aspiramos a que esta tesis doctoral tenga una relevancia no sólo académica, sino también práctica y aplicada, ya que aporta información crucial para un cambio de paradigma en la gestión del suelo agrícola. Este cambio permitiría una transición hacia un modelo más sostenible y resiliente ante el contexto climático actual. En lugar de centrarse única y exclusivamente en la función productiva del suelo, esta nueva visión también pone el foco en otras funcionalidades, como la regulación del ciclo hidrológico o el secuestro de carbono, es decir, en los variados servicios ecosistémicos que presta el suelo.

La adopción de prácticas de manejo sostenible (como el laboreo reducido, la siembra verde o la diversificación de cultivos) es una herramienta muy útil para preservar y optimizar servicios ecosistémicos del suelo (control de la erosión, secuestro de carbono y variados nutrientes, aunque no han sido objeto concreto de esta tesis otros servicios relacionados con la mejora de la estructura y propiedades hidrológicas del suelo, entre otros). No obstante, su adopción se enfrenta a barreras socioculturales y económicas difíciles de sortear.

Superar estos desafíos exige el desarrollo y aplicación de diferentes estrategias y políticas, como la PAC, que progresivamente incorpora más prácticas de manejo sostenible, con algunos esquemas obligatorios y otros voluntarios. Además, para una correcta y eficiente aplicación de estos instrumentos es crítico considerar las prioridades y las necesidades de los agricultores, y otros agentes implicados, en las diferentes zonas geográficas. Solo así se pueden desarrollar estrategias que garanticen la adopción de prácticas de manejo sostenible, maximizando sus probados efectos beneficiosos en la mitigación de la degradación del suelo.

La intensa transformación del paisaje que ha tenido lugar en las últimas décadas en la Región de Murcia, impulsada por la eficiencia e intensificación de la actividad agrícola para maximizar la productividad, es actualmente incompatible con los objetivos y estrategias de control de la degradación del suelo por erosión hídrica. Esta desconexión es especialmente relevante en un contexto como el de la Región de Murcia, caracterizado por unos suelos frágiles y muy vulnerables al

cambio climático.

Por tanto, la ordenación del territorio debe prestar especial atención a cambios de uso que impliquen una transformación del paisaje y someterlos a un estricto control, para garantizar su sostenibilidad en lo relativo a la gestión del recurso suelo.

Bibliografía

- Abrisqueta, J., Plana, V., Mounzer, O., Mendez, J., & Ruiz-Sánchez, M. (2007). Effects of soil tillage on runoff generation in a mediterranean apricot orchard. *Agricultural Water Management*, 93(1), 11-18. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2007.06.002>
- Aguilera-Huertas, J., Parras-Alcántara, L., González-Rosado, M., & Lozano-García, B. (2022). Medium-term evaluation of the 4‰ initiative, soil organic carbon storage and stabilisation in a mediterranean rainfed olive grove under conventional tillage: A case study. *Environmental Research*, 215, 114382. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114382>
- Albaladejo, J., Díaz-Pereira, E., & de Vente, J. (2021). Eco-Holistic Soil Conservation to support Land Degradation Neutrality and the Sustainable Development Goals. *Catena*, 196, 104823. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104823>
- Alcántara, C., Pujadas, A., & Saavedra, M. (2011). Management of cruciferous cover crops by mowing for soil and water conservation in southern Spain. *Agricultural Water Management*, 98(6), 1071-1080. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agwat.2011.01.016>
- Almagro, M., de Vente, J., Boix-Fayos, C., García-Franco, N., Melgares de Aguilar, J., González, D., Solé-Benet, A., & Martínez-Mena, M. (2016). Sustainable land management practices as providers of several ecosystem services under rainfed Mediterranean agroecosystems. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 21(7), 1029-1043. <https://doi.org/10.1007/s11027-013-9535-2>
- Almagro, M., Díaz-Pereira, E., Boix-Fayos, C., Zornoza, R., Sánchez-Navarro, V., Re, P., Fernández, C., & Martínez-Mena, M. (2023). The combination of crop diversification and no tillage enhances key soil quality parameters related to soil functioning without compromising crop yields in a low-

- input rainfed almond orchard under semiarid mediterranean conditions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 345, 108320. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108320>
- Almagro, M., García-Franco, N., & Martínez-Mena, M. (2017). The potential of reducing tillage frequency and incorporating plant residues as a strategy for climate change. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 246, 210-220. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.05.016>
- Almorox Alonso, J., López Bermúdez, F., & Rafaelli, S. (2010). *La degradación de los suelos por erosión hídrica. Métodos de estimación* (1ª edición). Editum. Ediciones de la Universidad de Murcia.
- Alonso-Sarría, F., Martínez-Hernández, C., Romero-Díaz, A., Cánovas-García, F., & Gomariz-Castillo, F. (2016). Main Environmental Features Leading to Recent Land Abandonment in Murcia Region (Southeast Spain). *Land Degradation & Development*, 27(3), 654-670. <https://doi.org/10.1002/ldr.2447>
- Alvarez, R., Steinbach, H. S., & De Paepe, J. L. (2017). Cover crop effects on soils and subsequent crops in the pampas: A meta-analysis. *Soil and Tillage Research*, 170, 53-65. <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.03.005>
- Anderson, R. L., Rowntree, K. M., & Le Roux, J. J. (2021). An interrogation of research on the influence of rainfall on gully erosion. *CATENA*, 206, 105482. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105482>
- Ardenti, F., Capra, F., Lommi, M., Fiorini, A., & Tabaglio, V. (2023). Long-term c and n sequestration under no-till is governed by biomass production of cover crops rather than differences in grass vs. legume biomass quality. *Soil and Tillage Research*, 228, 105630. <https://doi.org/10.1016/j.still.2022.105630>
- Aristizábal, E., Martínez, H., & Vélez, J. I. (2010). Una revisión sobre el estudio de movimientos en masa detonados por lluvias. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.*, 34(131), 20.
- Arnáez, J., Lana-Renault, N., Ruiz-Flaño, P., Pascual, N., & Lasanta, T. (2017). Mass soil movement on terraced landscapes of the mediterranean mountain areas: A case study of the iberian range, spain. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 43(1), 83-100. <https://doi.org/10.18172/cig.3211>

- Atreya, K., Sharma, S., Bajracharya, R., & Rajbhandari, N. (2006). Applications of reduced tillage in hills of central Nepal. *Soil and Tillage Research*, 88, 16-29. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.still.2005.04.003>
- Baartman, J. E. M., Nunes, J. P., Van Delden, H., Vanhout, R., & Fleskens, L. (2022). The effects of soil improving cropping systems (SICS) on soil erosion and soil organic carbon stocks across europe: A simulation study. *Land*, 11(6), 943. <https://doi.org/10.3390/land11060943>
- Báčová, M., Krása, J., Devátý, J., & Kavka, P. (2019). A GIS method for volumetric assessments of erosion rills from digital surface models. *European Journal of Remote Sensing*, 52, 96-107. <https://doi.org/10.1080/22797254.2018.1543556>
- Bagagiolo, G., Biddoccu, M., Rabino, D., & Cavallo, E. (2018). Effects of rows arrangement, soil management, and rainfall characteristics on water and soil losses in Italian sloping vineyards. *Environmental Research*, 166, 690-704. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.06.048>
- Barrera-Gutiérrez, J. E., & Rivera-Posada, J. H. (2011). Propiedades físicas de un andisol de la zona cafetera colombiana y su influencia sobre los deslizamientos. *Cenicafé*, 62(1), 76-86.
- Batáry, P., Dicks, L., Kleijn, D., & Sutherland, W. (2015). The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management. *Conservation Biology*, 29, 1006-1016. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/cobi.12536>
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., & Walker, S. (2015). Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67, 1-48. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Batista, P. V. G., Evans, D. L., Cândido, B. M., & Fiener, P. (2023). Does soil thinning change soil erodibility? an exploration of long-term erosion feedback systems. *SOIL*, 9(1), 71-88. <https://doi.org/10.5194/soil-9-71-2023>
- Bayat, F., Monfared, A. B., Jahansooz, M. R., Esparza, E. T., Keshavarzi, A., Morera, A. G., Fernández, M. P., & Cerdà, A. (2019). Analyzing long-term soil erosion in a ridge-shaped persimmon plantation in eastern Spain by means of ISUM measurements. *CATENA*, 183, 104176. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104176>
- Beniston, J., Shipitalo, M., Lal, R., Hopkins, D., Jones, F., Joynes, A., & Dungait, J. (2015). Carbon and macronutrient losses during accelerated erosion un-

- der different tillage and residue management. *European Journal of Soil Science*, 66, 218-225. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ejss.12205>
- Benito, G., Gutierrez, M., & Sancho, C. (1992). Erosion Rates in Badland Areas of the Central Ebro Basi (NE-Spain). *Catena*, 19, 269-286. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0341-8162\(92\)90002-S](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0341-8162(92)90002-S)
- Benito, G., Gutiérrez, M., & Sancho, C. (1993). The influence of physico-chemical properties on erosion processes in badland areas, Ebro Basin, NE-Spain. *Zeitschrift fur Geomorphologie*, 37(2), 199-214. <https://doi.org/10.1127/zfg/37/1993/199>
- Beverly, H., Brian, M., & Cowie, A. (2018). Sustainable Land Management for Environmental Benefits for Food Security. A synthesis report for the GEF, 127.
- Biddoccu, M., Ferraris, S., Pitacco, A., & Cavallo, E. (2017). Temporal variability of soil management effects on soil hydrological properties, runoff and erosion at the field scale in a hillslope vineyard, North-West Italy. *Soil and Tillage Research*, 165, 46-58. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.still.2016.07.017>
- Biddoccu, M., Opsi, F., & Cavallo, E. (2014). Relationship between runoff and soil losses with rainfall characteristics and long-term soil management practices in a hill vineyard (Piedmont, NW Italy). *Soil Science and Plant Nutrition*, 60(1), 92-99.
- Blanco-Sepúlveda, R. (2009). La relación entre la densidad aparente y la resistencia mecánica como indicadores de la compactación del suelo. *Agrociencia*, 43, 231-239.
- Boardman, J., & Favis-Mortlock, D. (2016). The use of erosion pins in geomorphology [ISSN: 2047-0371]. En *Geomorphological Techniques (Online Edition)*, Chapter 3.5.3. Cook, S.J., Clarke, L.E. & Nield, J.M. (Eds).
- Boardman, J., Foster, I., Rowntree, K., Favis-Mortlock, D., Mol, L., Suich, H., & Gaynor, D. (2017). Long-term studies of land degradation in the sneeuberg uplands, eastern karoo, south africa: A synthesis. *Geomorphology*, 285, 106-120. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2017.01.024>
- Boardman, J., Favis-Mortlock, D., & Foster, I. (2015). A 13-year record of erosion on badland sites in the karoo, south africa. *Earth Surface Processes and Landforms*, 40(14), 1964-1981. <https://doi.org/10.1002/esp.3775>
- Boix-Fayos, C., Martínez-Mena, M., Arnau-Rosalén, E., Calvo-Cases, A., Castillo, V., & Albaladejo, J. (2006). Measuring soil erosion by field plots: Unders-

- tanding the sources of variation. *Earth-Science Reviews*, 78(3), 267-285. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2006.05.005>
- Boix-Fayos, C., Martínez-Mena, M., Calvo-Cases, A., Arnau-Rosalén, E., Albaladejo, J., & Castillo, V. (2007). Causes and underlying processes of measurement variability in field erosion plots in mediterranean conditions. *Earth Surface Processes and Landforms*, 32(1), 85-101. <https://doi.org/10.1002/esp.1382>
- Boix-Fayos, C., Martínez-Mena, M., Calvo-Cases, A., Castillo, V., & Albaladejo, J. (2005). Concise review of interrill erosion studies in SE Spain (Alicante and Murcia): Erosion rates and progress of knowledge from the 1980s. *Land Degradation & Development*, 16(6), 517-528. <https://doi.org/10.1002/ldr.706>
- Boix-Fayos, C., & de Vente, J. (2023). Challenges and potential pathways towards sustainable agriculture within the European Green Deal. *Agricultural Systems*, 207, 103634. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2023.103634>
- Boix-Fayos, C., de Vente, J., Martínez-Mena, M., Barberá, G. G., & Castillo, V. (2008). The impact of land use change and check-dams on catchment sediment yield. *Hydrological Processes*, 22(25), 4922-4935. <https://doi.org/10.1002/hyp.7115>
- Boix-Fayos, C., Martínez-Mena, M., Díaz-Pereira, E., Carrillo-López, E., Almagro, M., Acosta, J. A., Martínez Martínez, S., Sánchez Navarro, V., Zornoza, R., Özbolat, O., Fuentes, J. A., Parras, L., Lozano, B., Gonzalez, M., Di Bene, C., Farina, R., Trinchera, A., Huerta Lwanga, E., Geissen, V., ... Aguilera, J. (2022). Gas, erosion, runoff and soil data and metadata derived from Diverfarming project (Versión 1). <https://doi.org/10.5281/zenodo.6907287>
- Borrelli, P., Matthews, F., Alewell, C., Kaffas, K., Poesen, J., Saggau, P., Právalie, R., Vanmaercke, M., & Panagos, P. (2025). A hybrid in situ and on-screen survey to monitor gully erosion across the European Union [Publisher: Nature Publishing Group]. *Scientific Data*, 12(1), 755. <https://doi.org/10.1038/s41597-025-05074-w>
- Borrelli, P., Poesen, J., Vanmaercke, M., Ballabio, C., Hervás, J., Maerker, M., Scarpa, S., & Panagos, P. (2022). Monitoring gully erosion in the European Union: A novel approach based on the Land Use/Cover Area frame survey (LUCAS). *International Soil and Water Conservation Research*, 10(1), 17-28. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2021.09.002>

- Borrelli, P., Robinson, D. A., Fleischer, L. R., Lugato, E., Ballabio, C., Alewell, C., Meusburger, K., Modugno, S., Schütt, B., Ferro, V., Bagarello, V., Oost, K. V., Montanarella, L., & Panagos, P. (2017). An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. *Nature Communications*, 8(1), 2013. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-02142-7>
- Borrelli, P., Robinson, D. A., Panagos, P., Lugato, E., Yang, J. E., Alewell, C., Wuepper, D., Montanarella, L., & Ballabio, C. (2020). Land use and climate change impacts on global soil erosion by water (2015-2070). *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(36), 21994-22001. <https://doi.org/10.1073/pnas.2001403117>
- Bouchoms, S., Wang, Z., Vanacker, V., & Van Oost, K. (2019). Evaluating the effects of soil erosion and productivity decline on soil carbon dynamics using a model-based approach. *SOIL*, 5(2), 367-382. <https://doi.org/10.5194/soil-5-367-2019>
- Brevik, E. C., Cerdà, A., Mataix-Solera, J., Pereg, L., Quinton, J. N., Six, J., & Van Oost, K. (2015). The interdisciplinary nature of SOIL. *SOIL*, 1(1), 117-129. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.5194/soil-1-117-2015>
- Calvo-Cases, A., Boix-Fayos, C., Arnau-Rosalen, E., & Roxo, M. (2011). Cárcavas y regueros generados en suelos sódicos. *Petrer (Alicante, España)*. 1(37), 25-40.
- Cammeraat, E., Anders, N., Scholten, R., & Boix-Fayos, C. (2024). Erosion and sedimentation on an abandoned terraced and gullied hillslope. *CATENA*, 246, 108393. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2024.108393>
- Cândido, B. M., Quinton, J. N., James, M. R., Silva, M. L., de Carvalho, T. S., de Lima, W., Beniaich, A., & Eltner, A. (2020). High-resolution monitoring of diffuse (sheet or interrill) erosion using structure-from-motion. *Geoderma*, 375, 114477. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114477>
- Cantón, Y., Domingo, F., Solé-Benet, A., & Puigdefábregas, J. (2001). Hydrological and erosion response of a badlands system in semiarid SE Spain. *Journal of Hydrology*, 252(1), 65-84. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(01\)00450-4](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(01)00450-4)
- Canty, A., & Ripley, B. (2020). boot: Bootstrap R (S-Plus) Functions [R package version 1.3-28].
- Castillo, V., Mosch, W., García, C. C., Barberá, G., Cano, J. N., & López-Bermúdez, F. (2007). Effectiveness and geomorphological impacts of check

- dams for soil erosion control in a semiarid Mediterranean catchment: El Cárcavo (Murcia, Spain). *CATENA*, 70(3), 416-427. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2006.11.009>
- Castillo Sánchez, V. M. (2023). Ciencia y política contra la desertificación: La respuesta de las instituciones ante un reto global. *Metode Science Studies Journal*. <https://doi.org/10.7203/metode.13.21901>
- Cerdà, A. (1999). Parent material and vegetation affect soil erosion in eastern Spain. *Soil Science Society of America Journal*, 63(2), 362-368. <https://doi.org/10.2136/sssaj1999.03615995006300020014x>
- Cerdà, A. (2008). *Erosión y degradación del suelo agrícola en España*.
- Cerdà, A., Ackermann, O., Terol, E., & Rodrigo-Comino, J. (2019). Impact of farmland abandonment on water resources and soil conservation in citrus plantations in eastern Spain. *Water*, 11(4), 824. <https://doi.org/10.3390/w11040824>
- Cerdà, A., Daliakopoulos, I. N., Terol, E., Novara, A., Fatahi, Y., Moradi, E., Salvati, L., & Pulido, M. (2021a). Long-term monitoring of soil bulk density and erosion rates in two *Prunus persica* (L) plantations under flood irrigation and glyphosate herbicide treatment in the Ribera district, Spain. *Journal of Environmental Management*, 282, 111965. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.111965>
- Cerdà, A., Morera, A. G., Burguet, M., Arcenegui, V., Peñaloza, F. A. G., García-Orenes, F., & Pereira, P. (2012). El impacto del cultivo, el abandono y la intensificación de la agricultura en la pérdida de agua y suelo: el ejemplo de la vertiente norte de la Serra Grossa en el Este Peninsular. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 38(1), 75-94. <https://doi.org/10.18172/cig.1276>
- Cerdà, A., Novara, A., & Moradi, E. (2021b). Long-term non-sustainable soil erosion rates and soil compaction in drip-irrigated citrus plantation in eastern Iberian Peninsula. *Science of The Total Environment*, 787, 147549. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147549>
- Cermeño Martín, F., Torralba, M. A., Oliveira, E., Martín Herrero, A., Barbero Albolafio, F., & De Alba Alonso, S. (2011). Efectos erosivos de un episodio erosivo extremo en un campo de secano mediterráneo. En *Control de la degradación y uso sostenible del suelo* (1ª edición, pp. 131-134).
- Clarke, M. L., & Rendell, H. M. (2006). Process-form relationships in southern Italian badlands: Erosion rates and implications for landform evolution.

- Earth Surface Processes and Landforms*, 31(1), 15-29. <https://doi.org/10.1002/esp.1226>
- Colbert, E. (1966). Rates of erosion in the Chinle Formation - ten years later. *Plateau*, 38(3), 68-74.
- Couper, P., Stott, T., & Maddock, I. (2002). Insights into river bank erosion processes derived from analysis of negative erosion-pin recordings: Observations from three recent UK studies. *Earth Surface Processes and Landforms*, 27(1), 59-79. <https://doi.org/10.1002/esp.285>
- Cruden, D. M. (1991). A simple definition of a landslide. *Bulletin of the International Association of Engineering Geology*, 43(1), 27-29. <https://doi.org/10.1007/BF02590167>
- Cucchiaro, S., Carretta, L., Nasta, P., Cazorzi, F., Masin, R., Romano, N., & Tarolli, P. (2022). Multi-temporal geomorphometric analysis to assess soil erosion under different tillage practices: A methodological case study. *Journal of Agricultural Engineering*, 53(1). <https://doi.org/10.4081/jae.2022.1279>
- Cuello Llobell, F. (2022). *Evolución de los abancalamientos en la cuenca alta del río Algar (Alacant) y los efectos sobre la conservación del suelo* [Trabajo Fin de Grado]. Universidad de Valencia, Facultat de Geografia i Història.
- Dai, W., Zheng, G., Antoniazza, G., Zhao, F., Chen, K., Lu, W., & Lane, S. N. (2023). Improving UAV-SfM photogrammetry for modelling high-relief terrain: Image collection strategies and ground control quantity. *Earth Surface Processes and Landforms*, 48(14), 2884-2899. <https://doi.org/10.1002/esp.5665>
- Daley, J. S., Spencer, J. R., Brooks, A. P., Stout, J. C., & Thwaites, R. (2023). Direct rain splash and downwearing of internal surfaces as an important erosion process in alluvial gully development. *CATENA*, 221, 106760. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106760>
- De Alba, S., Lindstrom, M., Schumacher, T. E., & Malo, D. (2008). Soil landscape evolution due to soil redistribution by tillage: A new conceptual model of soil catena evolution in agricultural landscapes. *Catena*, 58, 77-100. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.catena.2003.12.004>
- de Vente, J., & Poesen, J. (2005). Predicting soil erosion and sediment yield at the basin scale: Scale issues and semi-quantitative models. *Earth-Science Reviews*, 71(1-2), 95-125. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2005.02.002>
- de Vente, J., Poesen, J., Verstraeten, G., Govers, G., Vanmaercke, M., Van Rompaey, A., Arabkhedri, M., & Boix-Fayos, C. (2013). Predicting soil erosion

- and sediment yield at regional scales: Where do we stand? *Earth-Science Reviews*, 127, 16-29. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2013.08.014>
- de Vente, J., Poesen, J., Verstraeten, G., Van Rompaey, A., & Govers, G. (2008). Spatially distributed modelling of soil erosion and sediment yield at regional scales in Spain. *Global and Planetary Change*, 60(3), 393-415. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2007.05.002>
- Di Stefano, C., Ferro, V., Pampalone, V., & Sanzone, F. (2013). Field investigation of rill and ephemeral gully erosion in the sparacia experimental area, south italy. *CATENA*, 101, 226-234. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.10.012>
- Diaz-Fierros, F., Benito Rueda, E., & Perez Moreira, R. (1987). Evaluation of the u.s.l.e. for the prediction of erosion in burnt forest areas in galicia (n.w. spain). *CATENA*, 14(1), 189-199. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(87\)80017-6](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(87)80017-6)
- D'Oleire-Oltmanns, S., Marzloff, I., Peter, K. D., & Ries, J. B. (2012). Unmanned Aerial Vehicle (UAV) for Monitoring Soil Erosion in Morocco. *Remote Sensing*, 4(11), 3390-3416. <https://doi.org/10.3390/rs4113390>
- Dugan, I., Pereira, P., Barcelo, D., & Bogunovic, I. (2024). Conservation practices reverse soil degradation in Mediterranean fig orchards. *Geoderma Regional*, 36, e00750. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2023.e00750>
- Duran Zuazo, V., Rodríguez Pleguezuelo, C., Cuadros Tavira, S., & Francia Martínez, J. (2014). Impacto de la erosión y escorrentía en laderas de agroecosistemas de montaa mediterráneos. *Ecosistemas*, 23(1), 66-72.
- Durán Zuazo, V. H., Rodríguez Pleguezuelo, C. R., Cuadros Tavira, S., & Francia Martínez, J. R. (2014). Impact of soil erosion and runoff on mountain slopes of Mediterranean agroecosystems. *Ecosistemas*, 23(1), 66-72. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2014.23-1.12>
- Edeso, J. M., Merino, A., González, M. J., & Marauri, P. (1999). Soil erosion under different harvesting managements in steep forestlands from northern spain. *Land Degradation & Development*, 10(1), 79-88. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-145X\(199901/02\)10:1<79::AID-LDR324>3.0.CO;2-4](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-145X(199901/02)10:1<79::AID-LDR324>3.0.CO;2-4)
- Eekhout, J., Hunink, J., Terink, W., & de Vente, J. (2018). Why increased extreme precipitation under climate change negatively affects water security. *Hydrology and Earth System Sciences*, 22, 5935-5946. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.350>

- Eekhout, J., & de Vente, J. (2019). Assessing the effectiveness of sustainable land management for large-scale climate change adaptation. *Science of The Total Environment*, 654, 85-93. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.350>
- Eekhout, J., & de Vente, J. (2020). How soil erosion model conceptualization affects soil loss projections under climate change. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 44(2), 212-232. <https://doi.org/10.1177/0309133319871937>
- Eekhout, J., & de Vente, J. (2022). Global impact of climate change on soil erosion and potential for adaptation through soil conservation. *Earth-Science Reviews*, 226, 103921. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2022.103921>
- Espejo-Pérez, A., Rodríguez-Lizana, A., Ordóñez, R., & Giráldez, J. (2013). Soil loss and runoff reduction in olive-tree dry-farming with cover crops. *Soil Science Society of America Journal*, 15, 2140-2148. <https://doi.org/https://doi.org/10.2136/sssaj2013.06.0250>
- Evans, D. L., Quinton, J. N., Tye, A. M., Rodés, Á., Davies, J. A. C., Mudd, S. M., & Quine, T. A. (2019). Arable soil formation and erosion: A hillslope-based cosmogenic nuclide study in the united kingdom. *SOIL*, 5(2), 253-263. <https://doi.org/10.5194/soil-5-253-2019>
- Faulkner, H., Ruiz, J., Zukowskyj, P., & Downward, S. (2003). Erosion risk associated with rapid and extensive agricultural clearances on dispersive materials in southeast Spain. *Environmental Science & Policy*, 6(1), 115-127. [https://doi.org/10.1016/S1462-9011\(02\)00126-0](https://doi.org/10.1016/S1462-9011(02)00126-0)
- Fernández Carrillo, M. Á. (2015). *Medidas y Técnicas de Conservación de los Suelos en el Medio Rural. Aplicación en España y la Región de Murcia* [Tesis doctoral]. Universidad de Murcia.
- Fernández-Soler, C., García-Franco, N., Almagro, M., Díaz-Pereira, E., Luján, R., García, E., & Martínez-Mena, M. (2024). Cover crops improve the long-term stabilization of soil organic carbon and total nitrogen through physico-chemical protection in rainfed semiarid Mediterranean woody crop systems. *Soil Use and Management*, 40(2). <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/sum.13066>
- Francia Martínez, J. R., Durán Zuazo, V. H., & Martínez Raya, A. (2006). Environmental impact from mountainous olive orchards under different soil-management systems (SE Spain). *Science of The Total Environment*, 358, 46-60. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.05.036>

- Frankl, A., Poesen, J., Haile, M., Deckers, J., & Nyssen, J. (2013). Quantifying long-term changes in gully networks and volumes in dryland environments: The case of northern ethiopia. *Geomorphology*, 201, 254-263. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2013.06.025>
- Franzluebbers, A. (2002). Water infiltration and soil structure related to organic matter and its stratification with depth. *Soil and Tillage Research*, 66, 197-205. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(02\)00027-2](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0167-1987(02)00027-2)
- Gachene, C., Mbuvi, J., Jarvis, N., & Linner, H. (1997). Soil erosion effects on soil properties in a highland area of Central Kenya. *Soil Science Society of America Journal*, 61, 559-564. <https://doi.org/https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100020027x>
- García Ruiz, J. M., & López Bermúdez, F. (2009). *La erosión del suelo en España*. Sociedad Española de Geomorfología.
- García-Fayos, P. (2004). Interacción entre la vegetación y la erosión hídrica. En *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante* (pp. 309-334). EGRAF.
- García-Franco, N., Albaladejo, J., Almagro, M., & Martínez-Mena, M. (2015). Beneficial effects of reduced tillage and green manure on soil aggregation and stabilization of organic carbon in a Mediterranean agroecosystem. *Soil and Tillage Research*, 153, 66-75. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.still.2015.05.010>
- García-Franco, N., Hobley, E., Hübner, R., & Wiesmeier, M. (2018). Chapter 23 - Climate-Smart Soil Management in Semiarid Regions [<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812128-3.00023-9>]. En *Soil Management and Climate Change* (pp. 349-368). Muñoz M.A. & Zornoza R. (Eds.) <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780128121283000239>
- García-Ruiz, J. M. (2010). The effects of land uses on soil erosion in spain: A review. *CATENA*, 81(1), 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2010.01.001>
- García-Ruiz, J. M., Nadal-Romero, E., Lana-Renault, N., & Beguería, S. (2013). Erosion in mediterranean landscapes: Changes and future challenges. *Geomorphology*, 198, 20-36. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2013.05.023>
- Garrido González, P., Peña, A., Vanwalleghe, T., & Giráldez, J. V. (2024, 7 de marzo). *Analysis of some gully control techniques for the conservation of olive cropped landscapes in southern spain* (EGU24-7648) (Conference Na-

- me: EGU24). Copernicus Meetings. <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu24-7648>
- Gaspar, L., Navas, A., Machín, J., & Walling, D. (2013). Using 210pbex measurements to quantify soil redistribution along two complex toposequences in mediterranean agroecosystems, northern spain. *Soil and Tillage Research*, 130, 81-90. <https://doi.org/10.1016/j.still.2013.02.011>
- Gerlach, T. (1967). Hillslope troughs for measuring sediment movement. *Revue de Geomorphologie Dynamique*, 17, 173-174.
- Gholami, V., Sahour, H., & Hadian Amri, M. A. (2021). Soil erosion modeling using erosion pins and artificial neural networks. *CATENA*, 196, 104902. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104902>
- Gómez, J., Guzmán, M., Giráldez, J., & Ferreres, E. (2009). The influence of cover crops and tillage on water and sediment yield, and on nutrient, and organic matter losses in an olive orchard on a sandy loamy soil. *Soil and Tillage Research*, 106, 137-144. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.still.2009.04.008>
- Gómez, J., Infante-Amate, J., De Molina, M., Vanwalleghe, T., Taguas, E., & Lorite, I. (2014). Olive cultivation, its impact on soil erosion and its progression into yield impacts in southern spain in the past as a key to a future of increasing climate uncertainty. *Agriculture*, 4(2), 170-198. <https://doi.org/10.3390/agriculture4020170>
- Gómez Calero, J. A., Krása, J., Quinton, J. N., Klik, A., Ferreres Castiel, E., Intrigliolo, D. S., Chen, L., Strauss, P., Yun, X., & Dostál, T. (2021). Best management practices for optimized use of soil and water in agriculture. <https://doi.org/10.13039/501100000780>
- González-Hidalgo, J., Peña-Monne, J., & De Luis, M. (2007). A review of daily soil erosion in Western Mediterranean areas. *Catena*, 71(2), 193-199. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2007.03.005>
- González-Rosado, M., Parras-Alcántara, L., Aguilera-Huertas, J., & Lozano-García, B. (2022). Crop diversification effects on soil aggregation and aggregate-associated carbon and nitrogen in short-term rainfed olive groves under semiarid mediterranean conditions. *Horticulturae*, 8(7), 618. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/horticulturae8070618>
- González-Rosado, M., Parras-Alcántara, L., Aguilera-Huertas, J., & Lozano-García, B. (2023). Land conversion impacts on soil macroaggregation, carbon sequestration and preservation in tree orchards located in Mediterranean en-

- vironment (Spain). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 354, 108557. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108557>
- Gou, X., Reich, P. B., Qiu, L., Shao, M., Wei, G., Wang, J., & Wei, X. (2023). Leguminous plants significantly increase soil nitrogen cycling across global climates and ecosystem types. *Global Change Biology*, 29(14), 4028-4043.
- Gristina, L., Scalenghe, R., García-Díaz, A., Matranga, M. G., Ferraro, V., Guaitoli, F., & Novara, A. (2020). Soil organic carbon stocks under recommended management practices in different soils of semiarid vineyard. *Land Degradation & Development*, 31, 1906-1914. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ldr.3339>
- Haines-Young, R., & Postchin, M. (2018). Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure.
- Hancock, G. R., & Lowry, J. B. C. (2015). Hillslope erosion measurement-a simple approach to a complex process. *Hydrological Processes*, 29(22), 4809-4816. <https://doi.org/10.1002/hyp.10608>
- Hancock, G., Loughran, R., Evans, K., & Balog, R. (2008). Estimation of soil erosion using field and modelling approaches in an undisturbed arnhem land catchment, northern territory, australia. *Geographical Research*, 46(3), 333-349. <https://doi.org/10.1111/j.1745-5871.2008.00527.x>
- Haruna, S., Anderson, S., Nkongolo, N., & Zaibon, S. (2018). Soil Hydraulic Properties: Influence of Tillage and Cover Crops. *Pedosphere*, 28(3), 430-442. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(17\)60387-4](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1002-0160(17)60387-4)
- Herbrich, M., Gerke, H. H., & Sommer, M. (2018). Root development of winter wheat in erosion-affected soils depending on the position in a hummocky ground moraine soil landscape. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 181, 147-157. <https://doi.org/10.1002/jpln.201600536>
- Hout, R., Maleval, V., Mahe, G., Rouvellac, E., Crouzevialle, R., & Cerbelaud, F. (2020). UAV and LiDAR data in the service of bank gully erosion measurement in rambla de algeciras lakeshore. *Water*, 12(10), 2748. <https://doi.org/10.3390/w12102748>
- IUSS Working Group. (2015). *World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps*. FAO.
- Jeřábek, J., Zúmr, D., Laburda, T., Krása, J., & Dostál, T. (2022). Soil surface connectivity of tilled soil with wheel tracks and its development under

- simulated rainfall. *Journal of Hydrology*, 613, 128322. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.128322>
- Kairis, O., Karavitis, C., Kounalaki, A., Salvati, L., & Kosmas, C. (2013). The effect of land management practices on soil erosion and land desertification in an olive grove. *Soil Use and Management*, 29, 597-606. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/sum.12074>
- Kampschurr, W., Langeberg, C., Baena, J., Velando, F., García-Monzón, G., Paquet, J., & Rondeel, H. (2003). *Mapa geológico de España (3ª serie), Escala 50.000*. IGME, Hoja 932.
- Kay, M. (2022). *ggdist: Visualizations of Distributions and Uncertainty* (Ver. R package version 3.2.0) [doi: <https://doi.org/10.5281/zenodo.3879620>]. <https://mjskay.github.io/ggdist>
- Ke, Q., & Zhang, K. (2024). Scale issues in runoff and sediment delivery (SIRSD): A systematic review and bibliometric analysis. *Earth-Science Reviews*, 251, 104729. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2024.104729>
- Kearney, S., Fonte, S., García, E., & Smukler, S. (2018). Improving the utility of erosion pins: Absolute value of pin height change as an indicator of relative erosion. *CATENA*, 163, 427-432. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.12.008>
- Kebede. (2021). Contribution, Utilization, and Improvement of Legumes-Driven Biological Nitrogen Fixation in Agricultural Systems. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 5. <https://doi.org/https://doi.org/10.3389/fsufs.2021.767998>
- Keesstra, S., Pereira, P., Novara, A., Brevik, E. C., Azorin-Molina, C., Parras-Alcántara, L., Jordán, A., & Cerdà, A. (2016). Effects of soil management techniques on soil water erosion in apricot orchards. *Science of The Total Environment*, 551-552, 357-366. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.182>
- Keesstra, S., Rodrigo-Comino, J., Novara, A., Giménez-Morera, A., Pulido, M., Di Prima, S., & Cerdà, A. (2019). Straw mulch as a sustainable solution to decrease runoff and erosion in glyphosate-treated clementine plantations in Eastern Spain. An assessment using rainfall simulation experiments. *Catena*, 174, 95-103. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.11.007>
- Koiter, A. J., Owens, P. N., Petticrew, E. L., & Lobb, D. A. (2017). The role of soil surface properties on the particle size and carbon selectivity of

- interrill erosion in agricultural landscapes. *Catena*, 153, 194-206. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.01.024>
- Komsta, L., & Novomestky, F. (2015). moments: Moments, cumulants, skewness, kurtosis and related tests [R package version 0.14]. <https://CRAN.R-project.org/package=moments>
- Koning, B. (2018). *Mapping and quantifying soil erosion under different agricultural management practices in South-Eastern Spain (Murcia)* [MSc Thesis]. Wageningen University.
- Kosmas, C., Danalatos, N., Cammeraat, L., Chabart, M., Diamantopoulos, J., Farand, R., Gutierrez, L., Jacob, A., Marques, H., Martinez-Fernandez, J., Mizara, A., Moustakas, N., Nicolau, J., Oliveros, C., Pinna, G., Puddu, R., Puigdefabregas, J., Roxo, M., Simao, A., ... Vacca, A. (1997). The effect of land use on runoff and soil erosion rates under Mediterranean conditions. *Catena*, 29(1), 45-59. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(96\)00062-8](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(96)00062-8)
- Kuhn, M. (2008). Building Predictive Models in R Using the caret Package. *Journal of Statistical Software*, 28(5), 1-26. <https://doi.org/https://doi.org/10.18637/jss.v028.i05>
- Lázaro, R., Cantón, Y., Solé-Benet, A., Bevan, J., Alexander, R., Sancho, L., & Puigdefábregas, J. (2008). The influence of competition between lichen colonization and erosion on the evolution of soil surfaces in the tabernas badlands (SE Spain) and its landscape effects. *Geomorphology*, 102(2), 252-266. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2008.05.005>
- Le Beau, R. L., Villarreal, M. L., & Davis, J. D. (2025). UAS-based geomorphic change detection of incised montane meadow stream channels with low-tech process-based restoration treatments. *Landscape Ecology*, 40(7), 135. <https://doi.org/10.1007/s10980-025-02134-9>
- Le Bissonnais, Y. (2016). Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. theory and methodology: Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility. *European Journal of Soil Science*, 67(1), 11-21. https://doi.org/10.1111/ejss.4_12311
- Le Roux, J. J., & Sumner, P. D. (2012). Factors controlling gully development: Comparing continuous and discontinuous gullies. *Land Degradation & Development*, 23(5), 440-449. <https://doi.org/10.1002/ldr.1083>
- Leys, A., Govers, G., Gillijns, K., Berckmoes, E., & Takken, I. (2010). Scale effects on runoff and erosion losses from arable land under conservation

- and conventional tillage: The role of residue cover. *Journal of Hydrology*, 390(3), 143-154. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.06.034>
- Leyva Cabello, F., Sanz de Galdeano, C., García Tortosa, F., Silva Barroso, P., Gómez Pugnaire, M., Ruiz Montes, M., Granados, L., Martín Pérez, J., & Roldán García, F. (2005). *Mapa geológico de España (3ª serie), Escala 50.000*. IGME, Hoja 934.
- Li, C., Shi, W., & Huang, M. (2023). Effects of crop rotation and topography on soil erosion and nutrient loss under natural rainfall conditions on the chinese loess plateau. *Land*, 12(2), 265. <https://doi.org/10.3390/land12020265>
- Li, D., Li, P., Hu, J., Yao, W., Yan, L., Fassnacht, F. E., Latifi, H., Dan, Y., Liu, L., Gao, J., & Dang, T. (2025a). Comparing methods of assessing uncertainty in DEM of difference for soil erosion detection based on UAV laser scanning data. *Geomorphology*, 491. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2025.110034>
- Li, H., Zhu, N., Wang, S., Gao, M., Xia, L., Kerr, P. G., & Wu, Y. (2020). Dual benefits of long-term ecological agricultural engineering: Mitigation of nutrient losses and improvement of soil quality. *Science of The Total Environment*, 721, 137848. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137848>
- Li, S., Qu, S., Zhang, D., Yang, W., Liu, X., Liu, J., Zhao, Y., & Jiang, W. (2025b). Ecological impact of rain splash erosion on saline-alkali grassland surfaces under photovoltaic panels. *Catena*, 254, 108988. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2025.108988>
- Li, Z., & Fang, H. (2016). Impacts of climate change on water erosion: A review. *Earth-Science Reviews*, 163, 94-117. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2016.10.004>
- Lin, K.-T., Pan, S.-Y., Yuan, M.-H., Guo, H.-Y., & Huang, Y.-C. (2024). Quantifying and monetarizing cropland ecosystem services towards sustainable soil management. *Ecological Indicators*, 159, 111751. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.111751>
- Liu, J., & Liu, H. (2020). Soil erosion changes during the last 30 years and contributions of gully erosion to sediment yield in a small catchment, southern China. *Geomorphology*, 368, 107357. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2020.107357>
- Liu, Y., Tao, Y., Wan, K., Zhang, G., Liu, D., Xiong, G., & Chen, F. (2012). Runoff and nutrient losses in citrus orchards on sloping land subjected to

- different surface mulching practices in the danjiangkou reservoir area of china. *Agricultural Water Management*, 110, 34-40. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2012.03.011>
- López Bermúdez, F., & García Ruiz, J. M. (2008). La degradación del suelo por erosión hídrica en España. En *Erosión y degradación del suelo agrícola en España* (pp. 11-50). Cátedra Divulgación de la Ciencia. Universitat de València.
- Lü, N., Fu, B., Stafford-Smith, M., Maestre, F. T., & Cheng, L. (2022). Breaking the land degradation-poverty nexus in drylands. *Science Bulletin*, 67(24), 2508-2512. <https://doi.org/10.1016/j.scib.2022.11.005>
- Lucas-Borja, M. E., & Zema, D. A. (2021). Rill erosion in unpaved and rock-paved roads after wildfire in a mediterranean forest. *Geosciences*, 11(2), 79. <https://doi.org/10.3390/geosciences11020079>
- Lucas-Parra, J. (2020). *Conversión de agricultura de secano a regadío: impacto en los procesos erosivos en un ejemplo representativo del sureste peninsular* [Trabajo Fin de Máster]. Universidad de Valencia.
- Luffman, I. E., Nandi, A., & Spiegel, T. (2015). Gully morphology, hillslope erosion, and precipitation characteristics in the Appalachian Valley and Ridge province, southeastern USA. *Catena*, 133. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.05.015>
- Luján Soto, R., Martínez-Mena, M., Cuéllar Padilla, M., & de Vente, J. (2021). Restoring soil quality of woody agroecosystems in Mediterranean drylands through regenerative agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 306. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107191>
- Lumley, T., & Miller, A. (2020). leaps: Regression Subset Selection [R package version 3.1]. <https://CRAN.R-project.org/package=leaps>
- Maetens, W., Poesen, J., & Vanmaercke, M. (2012). How effective are soil conservation techniques in reducing plot runoff and soil loss in europe and the mediterranean? *Earth-Science Reviews*, 115(1), 21-36. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2012.08.003>
- Maharjan, G., Prescher, A., Nendel, C., Ewert, F., Mboh, C., Gaiser, T., & Seidel, S. (2018). Approaches to model the impact of tillage implements on soil physical and nutrient properties in different agro-ecosystem models. *Soil and Tillage Research*, 180, 210-221. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.still.2018.03.009>

- Marín Sanleandro, P., Sánchez Navarro, A., Delgado Iniesta, M., & Fernández-Delgado Juárez, M. (2007). Relación entre la estabilidad estructural con los tipos y usos del suelo en el sureste de España. En *Advances in Studies on Desertification* (pp. 705-708). Romero-Díaz, A., Belmonte Serrato, F., Alonso-Sarría, F., López-Bermúdez, F. (Eds.)
- Marotti, I., Whittaker, A., Bahtiyar, B., Ari Akin, P., Ergün, N., & Dinelli, G. (2023). Intercropping Perennial Fruit Trees and Annual Field Crops with Aromatics and Medicinal Plants (MAPs) in the Mediterranean Basin. *Sustainability*, 15(15), 12054. <https://doi.org/10.3390/su151512054>
- Marques, M., Bienes, R., Pérez-Rodríguez, R., & Jiménez, L. (2008). Soil degradation in central Spain due to sheet water erosion by low-intensity rainfall events. *Earth Surface Processes and Landforms*, 33, 414-423. <https://doi.org/10.1002/esp.1564>
- Márquez-García, F., González-Sánchez, E., Castro-García, S., & Ordóñez-Fernández, R. (2013). Improvement of soil carbon sink by cover crops in olive orchards under semiarid conditions. Influence of the type of soil and weed. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 11, 335-346. <https://doi.org/10.5424/sjar/2013112-3558>
- Martínez Salvador, A., & Conesa García, C. (2018). *Evaluación de la erosión hídrica en un medio mediterráneo semiárido: La cuenca del embalse del Argos* (1ª edición). Editum. Ediciones de la Universidad de Murcia. https://www.chsegura.es/export/sites/chs/.galleries/descargas_libros/Evaluacion_de_la_erosion_hidrica.pdf
- Martínez Salvador, A. A. (2017). *Modelos de estimación de erosión del suelo y producción de sedimentos aplicados a una cuenca de drenaje semiárida: el área vertiente al embalse del Argos (Cuenca del Segura)* [Tesis doctoral]. Universidad de Murcia.
- Martínez-Casasnovas, J., Ramos, M., & Balasch, C. (2011). Huella de la erosión por cárcavas y su repercusión en imágenes de NDVI en una parcela de viña de la D.O Penedés. En *Control de la degradación y uso sostenible del suelo* (1ª edición, pp. 61-65).
- Martínez-Casasnovas, J., Ramos, M., & Ribes-Dasi, M. (2002). Soil erosion caused by extreme rainfall events: Mapping and quantification in agricultural plots from very detailed digital elevation models. *Geoderma*, 105(1), 125-140. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(01\)00096-9](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(01)00096-9)

- Martínez-Fernández, J., & Esteve-Selma, M. A. (2005). A critical view of the desertification debate in southeastern Spain. *Land Degradation & Development*, 16(6), 529-539. <https://doi.org/10.1002/ldr.707>
- Martínez-Fernández, J., & Esteve-Selma, M. A. (1996). Desertificación: Razones para una crítica. *Cuadernos de Ecología*, 24, 1-12.
- Martínez-Hernández, C., Rodrigo-Comino, J., & Romero-Díaz, A. (2017). Impact of lithology and soil properties on abandoned dryland terraces during the early stages of soil erosion by water in south-east Spain. *Hydrological Processes*, 31(17), 3095-3109. <https://doi.org/10.1002/hyp.11251>
- Martínez-Mena, M., Castillo, V., & Albaladejo, J. (2001). Hydrological and erosional response to natural rainfall in a semi-arid area of south-east Spain. *Hydrological Processes*, 15(4), 557-571. <https://doi.org/10.1002/hyp.146>
- Martínez-Mena, M., Abadía, R., Castillo Sánchez, V. M., & Albaladejo Montoro, J. (2001). Diseño experimental con lluvia simulada para el estudio de los cambios en la erosión del suelo durante la tormenta. <https://doi.org/10.13039/501100000780>
- Martínez-Mena, M., Albaladejo, J., & Castillo, V. M. (1998). Factors influencing surface runoff generation in a Mediterranean semi-arid environment: Chicamo watershed, SE Spain. *Hydrological Processes*, 12(5), 741-754.
- Martínez-Mena, M., López, J., Almagro, M., Boix Fayos, C., & Albaladejo, J. (2008). Effect of water erosion and cultivation on the soil carbon stock in a semiarid area of south-east Spain. *Soil and Tillage Research*, 99(1), 119-129. <https://doi.org/10.1016/j.still.2008.01.009>
- Martínez-Mena, M., López, J., Almagro, M., Albaladejo, J., Castillo, V., Ortiz, R., & Boix-Fayos, C. (2012). Organic carbon enrichment in sediments: Effects of rainfall characteristics under different land uses in a Mediterranean area. *Catena*, 94, 36-42. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2011.02.005>
- Martínez-Mena, M., Boix-Fayos, C., Carrillo-López, E., Díaz-Pereira, E., Zornoza, R., Sánchez-Navarro, V., Acosta, J. A., Martínez-Martínez, S., & Almagro, M. (2021). Short-term impact of crop diversification on soil carbon fluxes and balance in rainfed and irrigated woody cropping systems under semiarid Mediterranean conditions. *Plant and Soil*, 467(1), 499-514. <https://doi.org/10.1007/s11104-021-05101-w>
- Martínez-Mena, M., Carrillo-López, E., Boix-Fayos, C., Almagro, M., García Franco, N., Díaz-Pereira, E., Montoya, I., & de Vente, J. (2020). Long-term effectiveness of sustainable land management practices to control

- runoff, soil erosion, and nutrient loss and the role of rainfall intensity in mediterranean rainfed agroecosystems. *Catena*, 187. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104352>
- Martínez-Mena, M., Castillo, V., & Albaladejo, J. (2002). Relations between interrill erosion processes and sediment particle size distribution in a semi-arid mediterranean area of se of Spain. *Geomorphology*, 45(3), 261-275. [https://doi.org/10.1016/S0169-555X\(01\)00158-1](https://doi.org/10.1016/S0169-555X(01)00158-1)
- Martínez-Mena, M., García-Franco, N., Almagro, M., Ruiz-Navarro, A., Albaladejo, J., Melgares de Aguilar, J., Gonzalez, D., & Querejeta, J. I. (2013). Decreased foliar nitrogen and crop yield in organic rainfed almond trees during transition from reduced tillage to no-tillage in a dryland farming system. *European Journal of Agronomy*, 49, 149-157. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.04.006>
- Martínez-Valderrama, J., Olcina Cantos, J., Guirado, E., Martí-Talavera, J., & Cintas, J. (Eds.). (2025). *Atlas de la desertificación de España*. Publicaciones de la Universidad de Alicante.
- Martínez-Valderrama, J., Guirado, E., & Maestre, F. T. (2021a). ¿Se puede cartografiar la desertificación? Luces y sombras de una tarea desafiante. *Ecosistemas*, 30(3), 2211. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2211>
- Martínez-Valderrama, J., Guirado, E., & Maestre, F. T. (2021b). Desertificación: nuevos enfoques para un viejo problema. *Ecosistemas*, 30(3), 2312. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2312>
- Marzoff, I., Ries, J. B., & Poesen, J. (2011). Short-term versus medium-term monitoring for detecting gully-erosion variability in a mediterranean environment. *Earth Surface Processes and Landforms*, 36(12), 1604-1623. <https://doi.org/10.1002/esp.2172>
- Meinen, B. U., & Robinson, D. T. (2020). Mapping erosion and deposition in an agricultural landscape: Optimization of UAV image acquisition schemes for SfM-MVS. *Remote Sensing of Environment*, 239, 111666. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.111666>
- Merten, G., Araújo, A., Biscaia, R., Barbosa, G., & Conte, O. (2015). No-till surface runoff and soil losses in southern Brazil. *Soil and Tillage Research*, 152, 85-93. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.still.2015.03.014>
- Minella, J. P. G., Walling, D. E., & Merten, G. H. (2014). Establishing a sediment budget for a small agricultural catchment in southern Brazil, to support

- the development of effective sediment management strategies. *Journal of Hydrology*, 519, 2189-2201. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.10.013>
- Ministerio de Medio Ambiente. (2012). *Inventario Nacional de Erosión de Suelos 2002 - 2012. Región de Murcia* (ISBN: 84-8014-483-1). Dirección general de Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente. Murcia.
- Ministerio de Medio Ambiente, Rural y Marino. (2008). *Programa de acción nacional contra la desertificación (PAND)*. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino. Madrid. https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/desertificacion-restauracion/lucha-contr-la-desertificacion/lch_pand.html
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO). (2019). *Inventario Nacional de Erosión de Suelos (INES) 2002 - 2022* (ISBN: 978-84-18508-89-9). Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Madrid. <https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/biodiversidad/temas/desertificacion-restauracion/INES%20RESUMEN%202022.pdf>
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO). (2022). *Estrategia Nacional de Lucha contra la desertificación (ENLD)*. https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/biodiversidad/temas/desertificacion-restauracion/estrategia_nacional_lucha_desertificacion_web_2022_tcm30-542085.pdf
- Mirás-Avalos, J. M., Ramírez-Cuesta, J. M., Fandiño, M., Cancela, J. J., & Intrigliolo, D. S. (2020). Agronomic practices for reducing soil erosion in hillside vineyards under atlantic climatic conditions (galicia, spain). *Soil Systems*, 4 (2), 19. <https://doi.org/10.3390/soilsystems4020019>
- Mirzabaev, A., Wu, J., Evans, J., García-Oliva, F., Hussein, I., Iqbal, M., Kimutai, J., Knowles, T., Meza, F., Nedjraoui, D., Tena, F., Türkeç, M., Vázquez, R., & Wertz, M. (2019). Desertification. En *Climate change and Land: an IPCC special report on Climate Change, Desertification, Land Degradation, Sustainable Land Management, Food Security, and Greenhouse Gas Fluxes in Terrestrial Ecosystems* (pp. 249-343). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009157988.005>
- Montanaro, G., Xiloyannis, C., Nuzzo, V., & Dichio, B. (2017). Orchard management, soil organic carbon and ecosystem services in Mediterranean fruit tree crops. *Scientia Horticulturae*, 217, 92-101. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2017.01.012>

- Moreno de las Heras, M., Lindenberger, F., Latron, J., Lana-Renault, N., Llorens, P., Arnáez, J., Romero-Díaz, A., & Gallart, F. (2019). Hydro-geomorphological consequences of the abandonment of agricultural terraces in the mediterranean region: Key controlling factors and landscape stability patterns. *Geomorphology*, 333, 73-91. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2019.02.014>
- Nadal-Romero, E., Revuelto, J., Errea, P., & López-Moreno, J. I. (2015). The application of terrestrial laser scanner and SfM photogrammetry in measuring erosion and deposition processes in two opposite slopes in a humid badlands area (central spanish pyrenees). *SOIL*, 1(2), 561-573. <https://doi.org/10.5194/soil-1-561-2015>
- Napoli, M., Dalla Marta, A., Zanchi, C., & Orlandini, S. (2017). Assessment of soil and nutrient losses by runoff under different soil management practices in an Italian hilly vineyard. *Soil and Tillage Research*, 168, 71-80. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.still.2016.12.011>
- Navarro, D. (2015). *Learning statistics with R: A tutorial for psychology students and other beginners (Version 0.6)*. University of New South Wales.
- Niu, Y., Li, X., Wang, H., Liu, Y., Shi, Z., & Wang, L. (2020). Soil erosion-related transport of neonicotinoids in new citrus orchards. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 290, 106776. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106776>
- Niu, Y., Wang, L., Wan, X., Peng, Q., Huang, Q., & Shi, Z. (2021). A systematic review of soil erosion in citrus orchards worldwide. *Catena*, 206, 105558. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105558>
- Novara, A., Cerdà, A., Barone, E., & Gristina, L. (2021). Cover crop management and water conservation in vineyard and olive orchards. *Soil and Tillage Research*, 208. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104896>
- Nunes, A. N., Gonçalves, J. P., & Figueiredo, A. (2023). Soil erosion in extensive versus intensive land uses in areas sensitive to desertification: A case study in beira baixa, portugal. *Land*, 12(8), 1591. <https://doi.org/10.3390/land12081591>
- Ogle, D. (2017). *FSA: Fisheries Stock Analysis* (Ver. R package version 0.8.17).
- Olarieta-Alberdi, J. R., & Rodríguez-Ochoa, R. (2017). Algunas interpretaciones de las propiedades macromorfológicas de suelos.
- Olsen, F., Cole, C., Watanabe, F., & Dean, L. (1954). Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. En A. Page (Ed.), *Methods of Soil Analysis* (pp. 403-427). Soil Science Society.

- Olsson, L., Barbosa, H., Bhadwal, S., Cowie, A., Delusca, K., Flores-Renteria, D., Hermans, K., Jobbagy, E., Kurz, W., Li, D., Sonwa, D., & Stringer, L. (2019). Land degradation. En *Climate change and Land: an IPCC special report on Climate Change, Desertification, Land Degradation, Sustainable Land Management, Food Security, and Greenhouse Gas Fluxes in Terrestrial Ecosystems* (pp. 345-436). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009157988.006>
- Ordóñez-Fernández, R., Rodríguez-Lizana, A., Espejo-Pérez, A., Gonzalez-Fernández, P., & Milagros Saavedra, M. (2007). Soil and available phosphorus losses in ecological olive groves. *Journal of Agronomy*, 27, 144-153. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.eja.2007.02.006>
- Owens, L., Malone, R., Horthem, D., Starr, G., & Lal, R. (2002). Sediment carbon concentration and transport from small watersheds under various conservation tillage practices. *Soil and Tillage Research*, 67, 65-73. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(02\)00031-4](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0167-1987(02)00031-4)
- Ozturk, T., Ceber, Z., Türkeç, M., & Kurnaz, M. (2015). Projections of climate change in the Mediterranean Basin by using downscaled global climate model outputs. *Journal of Climatology*, 35, 4276-4292. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/joc.4285>
- Panagos, P., Ballabio, C., Himics, M., Scarpa, S., Matthews, F., Bogonos, M., Poesen, J., & Borrelli, P. (2021). Projections of soil loss by water erosion in Europe by 2050. *Environmental Science & Policy*, 124, 380-392. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2021.07.012>
- Panagos, P., Ballabio, C., Meusburger, K., Spinoni, J., Alewell, C., & Borrelli, P. (2017). Towards estimates of future rainfall erosivity in Europe based on REDES and WorldClim datasets. *Journal of Hydrology*, 548, 251-262. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.03.006>
- Panagos, P., Borrelli, P., Matthews, F., Liakos, L., Bezak, N., Diodato, N., & Ballabio, C. (2022). Global rainfall erosivity projections for 2050 and 2070. *Journal of Hydrology*, 610, 127865. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.127865>
- Panagos, P., Borrelli, P., Poesen, J., Ballabio, C., Lugato, E., Meusburger, K., Montanarella, L., & Alewell, C. (2015). The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. *Environmental Science & Policy*, 54, 438-447. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.08.012>

- Panagos, P., & Katsoyiannis, A. (2019). Soil erosion modelling: The new challenges as the result of policy developments in europe. *Environmental Research*, 172, 470-474. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.02.043>
- Panagos, P., Vieira, D., Eekhout, J., Biddoccu, M., Cerdá, A., Evans, D. L., Tavoularis, N., Bezak, N., Negrel, P., Katsoyiannis, A., & Borrelli, P. (2024). How the EU soil observatory contributes to a stronger soil erosion community. *Environmental Research*, 248, 118319. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.118319>
- Papalexiou, S. M., & Montanari, A. (2019). Global and regional increase of precipitation extremes under global warming. *Water Resources Research*, 55(6), 4901-4914. <https://doi.org/10.1029/2018WR024067>
- Pardini, G., Gispert, M., Emran, M., & Doni, S. (2017). Rainfall/runoff/erosion relationships and soil properties survey in abandoned shallow soils of NE Spain. *Journal of Soils and Sediments*, 17, 499-514. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s11368-016-1532-0>
- Peñuela, A., Darboux, F., Javaux, M., & Biëdiers, C. L. (2016). Evolution of overland flow connectivity in bare agricultural plots. *Earth Surface Processes and Landforms*, 41(11), 1595-1613. <https://doi.org/10.1002/esp.3938>
- Peter, K., Ries, J., Marzolff, I., & d'Oleire-Oltmanns, S. (2012). Soil Erosion in agro-industrially used Landscapes between High and Anti-Atlas. *Geophysical Research Abstracts (EGU Conference Proceedings)*, 14, 8142. <https://meetingorganizer.copernicus.org/EGU2012/EGU2012-8142.pdf>
- Pimentel, D. (2006). Soil erosion: a food and environmental threat. *Environment, Development and Sustainability*, 8, 119-137. <https://doi.org/10.1007/s10668-005-1262-8>
- Pimentel, D., Harvey, C., Resosudarmo, P., Sinclair, K., Kurz, D., McNair, M., Crist, S., Shpritz, L., Fitton, L., Saffouri, R., & Blair, R. (1995). Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science*, 267, 1117-1123. <https://doi.org/https://doi.org/10.1126/science.267.5201.1117>
- Poesen, J. (2018). Soil erosion in the anthropocene: Research needs. *Earth Surface Processes and Landforms*, 43(1), 64-84. <https://doi.org/10.1002/esp.4250>
- Poesen, J., & Hooke, J. (1997). Erosion, flooding and channel management in mediterranean environments of southern europe. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 21(2), 157-199. <https://doi.org/10.1177/030913339702100201>

- Poesen, J., Nachtergaele, J., Verstraeten, G., & Valentin, C. (2003). Gully erosion and environmental change: Importance and research needs. *CATENA*, 50(2), 91-133. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(02\)00143-1](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(02)00143-1)
- Poesen, J., Torri, D., & Bunte, K. (1994). Effects of rock fragments on soil erosion by water at different spatial scales: a review. *Catena*, 23(1), 141-166. [https://doi.org/10.1016/0341-8162\(94\)90058-2](https://doi.org/10.1016/0341-8162(94)90058-2)
- Porta, J., López-Acevedo, M., & Poch, R. M. (2013). *Edafología, Uso y protección de suelos*. Mundi-Prensa.
- Preiti, G., Romeo, M., Bacchi, M., & Monti, M. (2017). Soil loss measure from mediterranean arable cropping systems: Effects of rotation and tillage system on c-factor. *Soil and Tillage Research*, 170, 85-93. <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.03.006>
- Prosdocimi, M., Burguet, M., Di Prima, S., Sofia, G., Terol, E., Rodrigo Comino, J., Cerdà, A., & Tarolli, P. (2017). Rainfall simulation and structure-from-motion photogrammetry for the analysis of soil water erosion in mediterranean vineyards. *Science of The Total Environment*, 574, 204-215. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.036>
- Prosdocimi, M., Cerdà, A., & Tarolli, P. (2016). Soil water erosion on mediterranean vineyards: A review. *CATENA*, 141, 1-21. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.02.010>
- QGIS.org. (2022). *QGIS Geographic Information System* (Ver. 3.16 Hannover). <http://www.qgis.org>
- Quijano, L., Beguería, S., Gaspar, L., & Navas, A. (2016). Estimating erosion rates using 137cs measurements and WATEM/SEDEM in a mediterranean cultivated field. *Catena*, 138, 38-51. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.11.009>
- Quinton, J. N., & Catt, J. (2007). Enrichment of heavy metals in sediment resulting from soil erosion on agricultural fields. *Environments Science & Technology*, 41, 3495-3500. <https://doi.org/https://doi.org/10.1021/es062147h>
- Quiñonero-Rubio, J. M., Nadeu, E., Boix-Fayos, C., & de Vente, J. (2016). Evaluation of the effectiveness of forest restoration and check-dams to reduce catchment sediment yield. *Land Degradation & Development*, 27(4), 1018-1031. <https://doi.org/10.1002/ldr.2331>
- Ramos, M. C., & Martínez-Casasnovas, J. A. (2009). Impacts of annual precipitation extremes on soil and nutrient losses in vineyards of NE Spain. *Hydrological Processes*, 23(2), 224-235. <https://doi.org/10.1002/hyp.7130>

- Ramos, M., Robles, A., Sánchez-Navarro, A., & González-Rebollar, J. (2011). Soil responses to different management practices in rainfed orchards in semiarid environments. *Soil and Tillage Research*, 112, 85-91. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.still.2010.11.007>
- Rebollo, M., Prieto, T., & Brero, V. (2005). Aproximación a la historia y epistemología del concepto de suelo: implicaciones didácticas. *Enseñanza de las Ciencias, (Extra)*, 1-5.
- Repullo-Ruibérriz de Torres, M. A., Moreno-García, M., Ordóñez-Fernández, R., Rodríguez-Lizana, A., Cárcelos Rodríguez, B., García-Tejero, I. F., Durán Zuazo, V. H., & Carbonell-Bojollo, R. M. (2021). Cover Crop Contributions to Improve the Soil Nitrogen and Carbon Sequestration in Almond Orchards (SW Spain). *Agronomy*, 11(2), 387. <https://doi.org/10.3390/agronomy11020387>
- Repullo-Ruibérriz de Torres, M. Á., Ordóñez-Fernández, R., Giráldez, J., Márquez-García, J., Laguna, A., & Carbonell-Bojollo, R. (2018). Efficiency of four different seeded plants and native vegetation as cover crops in the control of soil and carbon losses by water erosion in olive orchards. *Land Degradation & Development*, 29, 2278-2290. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ldr.3023>
- Reynolds, J. F. (2021). Desertification is a prisoner of history: An essay on why young scientist should care. *Ecosistemas*, 30(3), 2302. <https://doi.org/https://doi.org/10.7818/ECOS.2302>
- Reynolds, J. F., Smith, D. M. S., Lambin, E. F., Turner II, B., Mortimore, M., Batterbury, S. P., Downing, T. E., Dowlatabadi, H., Fernández, R. J., Herrick, J. E., Huber-Sannwald, E., Jiang, H., Leemans, R., Lynam, T., Maestre, F. T., Ayarza, M., & Walker, B. (2007). Global Desertification: Building a Science for Dryland Development. *Science*, 316(5826), 847-851. <https://doi.org/https://doi.org/10.1126/science.1131634>
- Robledano-Aymerich, F., Romero-Díaz, A., Belmonte-Serrato, F., Zapata-Pérez, V. M., Martínez-Hernández, C., & Martínez-López, V. (2014). Ecogeomorphological consequences of land abandonment in semiarid mediterranean areas: Integrated assessment of physical evolution and biodiversity. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 197, 222-242. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.08.006>
- Rodrigo-Comino, J., Cambronero-Ruiz, L., Moreno-Cuenca, L., González-Vivar, J., González-Moreno, M. T., Rodríguez-Galiano, V., Rodrigo-Comino, J.,

- Cambronero-Ruiz, L., Moreno-Cuenca, L., González-Vivar, J., González-Moreno, M. T., & Rodríguez-Galiano, V. (2025). Integrating UAV-LiDAR and field experiments to survey soil erosion drivers in citrus orchards using an exploratory machine learning approach. *Water*, 17(24). <https://doi.org/10.3390/w17243541>
- Rodrigo-Comino, J., Taguas, E., Seeger, M., & Ries, J. B. (2018). Quantification of soil and water losses in an extensive olive orchard catchment in Southern Spain. *Journal of Hydrology*, 556, 749-758. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.12.014>
- Rodríguez Juan, J., & Romero Díaz, A. (2016). Evolución del abandono de tierras de cultivo en la comarca oriental de la Región de Murcia. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, (71). <https://doi.org/10.21138/bage.2272>
- Rodríguez Sousa, A. A., Barandica, J. M., & Rescia, A. (2019). Ecological and economic sustainability in olive groves with different irrigation management and levels of erosion: A case study. *Sustainability*, 11(17), 4681. <https://doi.org/10.3390/su11174681>
- Romero Díaz, A. (2002). *La erosión en la Región de Murcia*. EDITUM. https://www.chsegura.es/export/sites/chs/.galleries/descargas_libros/La_erosion_en_la_Region_de_Murcia.pdf
- Romero Díaz, A., Ruiz Sinoga, J. D., & Belmonte Serrato, F. (2011). Tasas de erosión hídrica en la Región de Murcia.
- Romero Díaz, A., & Ruiz Sinoga, J. D. (2015). Assessment of soil erosion through different experimental methods in the Region of Murcia (South-East Spain). En A. P. Dykes, M. Mulligan & J. Wainwright (Eds.), *Monitoring and Modelling Dynamic Environments* (1.^a ed., pp. 9-43). Wiley. <https://doi.org/10.1002/9781118649596.ch2>
- Romero-Díaz, A., Belmonte-Serrato, F., & Ruiz-Sinoga, J. D. (2010). The geomorphic impact of afforestations on soil erosion in southeast Spain. *Land Degradation & Development*, 21(2), 188-195. <https://doi.org/10.1002/ldr.946>
- Romero-Díaz, A., Cammeraat, L. H., Vacca, A., & Kosmas, C. (1999). Soil erosion at three experimental sites in the mediterranean. *Earth Surface Processes and Landforms*, 24(13), 1243-1256. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1096-9837\(199912\)24:13<1243::AID-ESP43>3.0.CO;2-Z](https://doi.org/10.1002/(SICI)1096-9837(199912)24:13<1243::AID-ESP43>3.0.CO;2-Z)

- Romero-Díaz, A., de Vente, J., & Díaz-Pereira, E. (2019a). Evaluación de los servicios ecosistémicos proporcionados por las terrazas agrícolas. *Pirineos*, 174, 043. <https://doi.org/10.3989/pirineos.2019.174003>
- Romero-Díaz, A., Díaz-Pereira, E., & de Vente, J. (2019b). Ecosystem services provision by gully control. a review. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 45(1), 333-366. <https://doi.org/10.18172/cig.3552>
- Romero-Díaz, A., Marín-Sanleandro, P., & Ortiz-Silla, R. (2012). Loss of soil fertility estimated from sediment trapped in check dams. south-eastern Spain. *Catena*, 99, 42-53. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.07.006>
- Romero-Díaz, A., & López Bermúdez, F. (2009). *Erosión y desertificación en cuencas neógeno-cuaternarias de la Región de Murcia* (1ª edición). Fundación Instituto Euromediterráneo del Agua.
- Romero-Díaz, A., Marín Sanleandro, P., Sánchez Soriano, A., Belmonte Serrato, F., & Faulkner, H. (2007). The causes of piping in a set of abandoned agricultural terraces in southeast Spain. *Catena*, 69, 282-293. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.catena.2006.07.008>
- Romero-Díaz, A., Pérez-Morales, A., & Marín-Sanleandro, P. (2024). Prevalence, causes, and consequences of agricultural land abandonment: A case study in the Region of Murcia, Spain. *Catena*, 241, 108071. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2024.108071>
- Ross, E. A. (1997). Part 652, Irrigation Guide. En *National Engineering Handbook* (Natural Resources Conservation Service (NRCS), United States Department of Agriculture (USDA)). <https://directives.sc.egov.usda.gov/OpenNonWebContent.aspx?content=17837.wba>
- Rosselló-Geli, J. (2022). Rainfall-related impacts on a terraced landscape: Sóller valley (mallorca, Spain) december 2016-january 2017. *European Journal of Geography*, 13(3), 70-86. <https://doi.org/10.48088/ejg.j.ros.13.3.070.086>
- Ruiz-Colmenero, M., Bienes, R., Eldridge, D., & Marques, M. (2013). Vegetation cover reduces erosion and enhances soil organic carbon in a vineyard in the central Spain. *Catena*, 104, 153-60. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.11.007>
- Ruiz-Colmenero, M., Bienes, R., & Marques, M. (2011). Soil and water conservation dilemmas associated with the use of green cover in steep vineyards. *Soil and Tillage Research*, 117, 211-223. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.still.2011.10.004>

- Sánchez-Navarro, V., Martínez-Martínez, S., Acosta, J. A., Almagro, M., Martínez-Mena, M., Boix-Fayos, C., Díaz-Pereira, E., Temnani, A., Berrios, P., Pérez-Pastor, A., & Zornoza, R. (2023). Soil greenhouse gas emissions and crop production with implementation of alley cropping in a mediterranean citrus orchard. *European Journal of Agronomy*, 142, 126684. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2022.126684>
- Sanz, M., de Vente, J., Chotte, L., Bernoux, M., Kust, G., Ruiz, I., Almagro, M., Alloza, J., Vallejo, R., Castillo, V., Hebel, A., & Akhtar-Schuster, M. (2017). *Sustainable Land Management contribution to successful land-based climate change adaptation and mitigation. A Report of the Science-Policy Interface*. United Nations Convention to Combat Desertification (UNCCD). Bonn, Germany.
- Sastre, B., Barbero-Sierra, C., Bienes, R., Marques, M., & García-Díaz, A. (2017). Soil loss in an olive grove in Central Spain under cover crops and tillage treatments, and farmer perceptions. *Soils Sediments*, 17, 873-888. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s11368-016-1589-9>
- Schneider, S. K., Cavers, C. G., Duke, S. E., Schumacher, J. A., Schumacher, T. E., & Lobb, D. A. (2021). Crop responses to topsoil replacement within eroded landscapes. *Agronomy Journal*, 113(3), 2251-2967. <https://doi.org/10.1002/agj2.20635>
- Schumm, S. A. (1956). Evolution of Drainage Systems and Slopes in Badlands at Perth Amboy, New Jersey. *GSA Bulletin*, 67(5), 597-646. [https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1956\)67\[597:EODSAS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1956)67[597:EODSAS]2.0.CO;2)
- Schwilch, G., Hessel, R., & Verzandvoort, S. (2012). *Desire for Greener Land, Options for Sustainable Land Management in Drylands*. Bern: K-print.
- Sharpley, A. (1980). The effect of storm interval on the transported of soluble phosphorus in runoff. *Journal of Environmental Quality*, 9(4), 575-578. <https://doi.org/https://doi.org/10.2134/jeq1980.00472425000900040007x>
- Shen, H., Zheng, F., Wen, L., Lu, J., & Jiang, Y. (2015). An experimental study of rill erosion and morphology. *Geomorphology*, 231, 193-201. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2014.11.029>
- Shi, P., & Schulin, R. (2018). Erosion-induced losses of carbon, nitrogen, phosphorus and heavy metals from agricultural soils of contrasting organic matter management. *Science of The Total Environment*, 618, 210-218. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.060>

- Shi, Z., Yue, B., Wang, L., Fang, N., Wang, D., & Wu, F. (2013). Effects of mulch cover rate on interrill erosion processes and the size selectivity of eroded sediment on steep slopes. *Soil Science Society of America Journal*, 77, 257-267. <https://doi.org/https://doi.org/10.2136/sssaj2012.0273>
- Simonneaux, V., Cheggour, A., Deschamps, C., Mouillot, F., Cerdan, O., & Le Bissonnais, Y. (2015). Land use and climate change effects on soil erosion in a semi-arid mountainous watershed (High Atlas, Morocco). *Journal of Arid Environments*, 122, 64-75. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.06.002>
- Singer, M. J., & Le Bissonnais, Y. (1998). Importance of surface sealing in the erosion of some soils from a mediterranean climate. *Geomorphology*, 24(1), 79-85. [https://doi.org/10.1016/S0169-555X\(97\)00102-5](https://doi.org/10.1016/S0169-555X(97)00102-5)
- Singer, M. J., & Shainberg, I. (2004). Mineral soil surface crusts and wind and water erosion. *Earth Surface Processes and Landforms*, 29(9), 1065-1075. <https://doi.org/10.1002/esp.1102>
- Sirvent, J., Desir, G., Gutierrez, M., Sancho, C., & Benito, G. (1997). Erosion rates in badland areas recorded by collectors, erosion pins and profilometer techniques (Ebro Basin, NE-Spain). *Geomorphology*, 18, 61-75.
- Smith, M., Carrivick, J., & Quincey, D. (2016). Structure from motion photogrammetry in physical geography. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 40(2), 247-275. <https://doi.org/10.1177/0309133315615805>
- Soil Survey Staff. (2014). *Keys to Soil Taxonomy*, 12th ed. (United States Department of Agriculture (USDA)).
- Stöcker, C., Eltnner, A., & Karrasch, P. (2015). Measuring gullies by synergetic application of UAV and close range photogrammetry — a case study from andalusia, spain. *CATENA*, 132, 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.04.004>
- Stocking, M., & Murnaghan, N. (2003). *Manual para la evaluación de campo de la degradación de la tierra* (Mundi Prensa Libros).
- Strahler, A. N., & Strahler, A. H. (1989). *Geografía física* (3ª edición). Omega, S.A.
- Taguas, E. (2021). Rill and ephemeral gully erosion in a small olive grove catchment in spain: Interactions between management and conservation measures. *Earth Surface Processes and Landforms*, 46(4), 744-757. <https://doi.org/10.1002/esp.5061>

- Taiyun, W., & Simko, V. (2021). R package 'corrplot': Visualization of a Correlation Matrix (Version 0.92). Available from <https://github.com/taiyun/corrplot>
- Tang, J., Xie, Y., Liu, C., Dong, H., & Liu, G. (2022). Effects of rainfall characteristics and contour tillage on ephemeral gully development in a field in northeastern china. *Soil and Tillage Research*, 218, 105312. <https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105312>
- Team, R. C. (2022a). *R: A Language and Environment for Statistical Computing* (Ver. 4.1.3). Vienna, Austria, R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Team, R. (2022b). *RStudio: Integrated Development Environment for R*. Boston, MA. <http://www.rstudio.com/>
- Teramage, M. L., Asfaw, M., Demissie, A., Feyissa, A., Abadu, T., Gonfa, Y., & Sime, G. (2023). Effects of land use types on the depth distribution of selected soil properties in two contrasting agro-climatic zones. *Heliyon*, 9(6). <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e17354>
- Uber, M., Haller, M., Brendel, C., Hillebrand, G., & Hoffmann, T. (2024). Past, present and future rainfall erosivity in central europe based on convection-permitting climate simulations. *Hydrology and Earth System Sciences*, 28(1), 87-102. <https://doi.org/10.5194/hess-28-87-2024>
- United Nations Convention to Combat Desertification (UNCCD). (1994). *United Nations Convention to Combat Desertification in those countries experiencing serious drought and/or desertification, particularly in Africa*. Paris, Francia.
- Usón, A., & Poch, R. M. (2000). Effects of tillage and management practices on soil crust morphology under a mediterranean environment. *Soil and Tillage Research*, 54(3), 191-196. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(99\)00099-9](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00099-9)
- Van Oudenhove, M., Boix-Fayos, C., & Nadeu, E. (2025). *Sustainable soil management in the Spanish CAP Strategic Plan: a regional perspective on stakeholder's challenges*. Institute for European Environmental Policy.
- Vanacker, V., Ameijeiras-Mariño, Y., Schoonejans, J., Cornélis, J.-T., Minella, J. P., Lamouline, F., Vermeire, M.-L., Campforts, B., Robinet, J., Van De Broek, M., Delmelle, P., & Opfergelt, S. (2019). Land use impacts on soil erosion and rejuvenation in southern brazil. *Catena*, 178, 256-266. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.03.024>

- Vanacker, V., Govers, G., Poesen, J., Deckers, J., Dercon, G., & Loaiza, G. (2003). The impact of environmental change on the intensity and spatial pattern of water erosion in a semi-arid mountainous andean environment. *Catena*, 51(3), 329-347. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(02\)00172-8](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(02)00172-8)
- Vandekerckhove, L., Poesen, J., & Govers, G. (2003). Medium-term gully headcut retreat rates in southeast Spain determined from aerial photographs and ground measurements. *Catena*, 50(2), 329-352. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(02\)00132-7](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(02)00132-7)
- Vanmaercke, M., Maetens, W., Poesen, J., Jankauskas, B., Jankauskiene, G., Verstraeten, G., & de Vente, J. (2012). A comparison of measured catchment sediment yields with measured and predicted hillslope erosion rates in Europe. *Journal of Soils and Sediments*, 12(4), 586-602. <https://doi.org/10.1007/s11368-012-0479-z>
- Vanmaercke, M., Panagos, P., Vanwalleghe, T., Hayas, A., Foerster, S., Borrelli, P., Rossi, M., Torri, D., Casali, J., Borselli, L., Vigiak, O., Maerker, M., Haregeweyn, N., De Geeter, S., Zgłobicki, W., Biëlders, C., Cerdà, A., Conoscenti, C., de Figueiredo, T., ... Poesen, J. (2021). Measuring, modelling and managing gully erosion at large scales: A state of the art. *Earth-Science Reviews*, 218, 103637. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2021.103637>
- Vanmaercke, M., Poesen, J., Van Mele, B., Demuzere, M., Bruynseels, A., Golosov, V., Bezerra, J. F. R., Bolysov, S., Dvinskih, A., Frankl, A., Fuseina, Y., Guerra, A. J. T., Haregeweyn, N., Ionita, I., Makanzu Imwangana, F., Moeyersons, J., Moshe, I., Nazari Samani, A., Niacsu, L., ... Yermolaev, O. (2016). How fast do gully headcuts retreat? *Earth-Science Reviews*, 154, 336-355. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2016.01.009>
- Vargas Cuervo, G. (2000). Criterios para la clasificación y descripción de movimientos en masa. *Boletín de Geología*, 22(37), 40-67.
- Veerman, C., Pinto Correia, T., Bastioli, C., Biro, B., Bouma, J., Cienciala, E., Emmett, B., Frison, E. A., Grand, A., Filchew, L. H., Kriauciuniene, Z., Pogrzeba, M., Soussana, J.-F., Vela Olmo, C., & Wittkowski, R. (2020). *Caring for soil is caring for life - Ensure 75 % of soils are healthy by 2030 for food, people, nature and climate* (Propuesta para la Comisión Europea). Directorate-General for Research, Innovation & Directorate-General for Agriculture y Rural Development. Luxemburgo. <https://doi.org/doi:10.2777/821504>

- Velardo, M., Napoli, M., Acutis, M., Orlandini, S., Savi, F., & Zanchi, C. (2009). Nitrogen and phosphorus losses in water runoff and sediment transport from agroecosystems. *Vol. Connecting Different Scales of Nitrogen Use in Agriculture*, 345-346.
- Verheijen, F., Jones, R., Rickson, R., & Smith, C. (2009). Tolerable versus actual soil erosion rates in europe. *Earth-Science Reviews*, 94(1), 23-38. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2009.02.003>
- Verschaeren, N. (2018). *Comparing erosion rates and processes after land use conversion from rainfed to irrigated crops in fragile areas with water scarcity* [MSc Thesis]. Wageningen University.
- Visconti, F., Peiró, E., Baixauli, C., & De Paz, J. M. (2022). Spontaneous plants improve the inter-row soil fertility in a citrus orchard but nitrogen lacks to boost organic carbon. *Environments*, 9(12), 151. <https://doi.org/10.3390/environments9120151>
- Wang, H., Pang, G., Yang, Q., Long, Y., Wang, L., Wang, C., Hu, S., Wang, Z., & Yang, A. (2024). Effects of slope shape on soil erosion and deposition patterns based on SfM-UAV photogrammetry. *Geoderma*, 451, 117076. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2024.117076>
- Wang, Q., Fang, N., Zeng, Y., Yuan, C., Dai, W., Fan, R., & Chang, H. (2025). Optimizing UAV-SfM photogrammetry for efficient monitoring of gully erosion in high-relief terrains. *Measurement*, 256, 118154. <https://doi.org/10.1016/j.measurement.2025.118154>
- Wen, Y., Kasielke, T., Li, H., Zepp, H., & Zhang, B. (2021a). A case-study on history and rates of gully erosion in northeast china. *Land Degradation & Development*, 32(15), 4254-4266. <https://doi.org/10.1002/ldr.4031>
- Wen, Y., Kasielke, T., Li, H., Zhang, B., & Zepp, H. (2021b). May agricultural terraces induce gully erosion? a case study from the black soil region of northeast china. *Science of The Total Environment*, 750, 141715. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141715>
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York. <https://ggplot2.tidyverse.org>
- Wickham, H., François, R., Henry, L., & Müller, K. (2021). dplyr: A Grammar of Data Manipulation. <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>
- Wischmeier, W. H., & Smith, D. D. (1978). *Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning*. Department of Agriculture, Science; Education Administration.

- Wu, Q., Wang, L., & Wu, F. (2016). Effects of structural and depositional crusts on soil erosion on the loess plateau of China. *Arid Land Research and Management*, 1-13. <https://doi.org/10.1080/15324982.2016.1157837>
- Xia, L.-Z., Liu, G.-H., Wu, Y.-H., Ma, L., & Li, Y.-D. (2015). Protection methods to reduce nitrogen and phosphorus losses from sloping citrus land in the three gorges area of china. *Pedosphere*, 25(3), 478-488. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(15\)30015-1](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(15)30015-1)
- Yang, D., Kanae, S., Oki, T., Koike, T., & Musiak, K. (2003). Global potential soil erosion with reference to land use and climate changes. *Hydrological Processes*, 17(14), 2913-2928. <https://doi.org/10.1002/hyp.1441>
- Yeom, S., & Sjoblom, K. (2016). Structural soil crust development from rain-drop impacts using two-dimensional discrete element method. *Computers & Geosciences*, 97, 49-57. <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2016.09.004>
- Zeileis, A., Fisher, J., Hornik, K., Ihaka, R., McWhite, C., Murrell, P., Stauffer, R., & Wilke, C. (2020). colorspace: A Toolbox for Manipulating and Assessing Colors and Palettes. *Journal of Statistical Software*, 96(1), 1-49. <https://doi.org/doi:10.18637/jss.v096.i01>
- Zhang, G.-h., & Xie, Z.-f. (2019). Soil surface roughness decay under different topographic conditions. *Soil and Tillage Research*, 187, 92-101. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.12.003>
- Zhang, S., Han, X., Cruse, R. M., Zhang, X., Hu, W., Yan, Y., & Guo, M. (2022). Morphological characteristics and influencing factors of permanent gully and its contribution to regional soil loss based on a field investigation of 393 km² in Mollisols region of northeast China. *Catena*, 217, 106467. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106467>
- Zhang, X., Zheng, F. L., Chen, J., & Garbrecht, J. D. (2020). Characterizing detachment and transport processes of interrill soil erosion. *Geoderma*, 376, 114549. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114549>
- Zhao, L., Hou, R., Wu, F., & Keesstra, S. (2018). Effect of soil surface roughness on infiltration water, ponding and runoff on tilled soils under rainfall simulation experiments. *Soil and Tillage Research*, 179, 47-53. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.01.009>
- Zumr, D., Mützenberg, D. V., Neumann, M., Jeřábek, J., Laburda, T., Kavka, P., Johannsen, L. L., Zambon, N., Klik, A., Strauss, P., Dostál, T., Zumr, D., Mützenberg, D. V., Neumann, M., Jeřábek, J., Laburda, T., Kavka, P., Johannsen, L. L., Zambon, N., ... Dostál, T. (2019). Experimental setup

for splash erosion monitoring—study of silty loam splash characteristics.
Sustainability, 12(1). <https://doi.org/10.3390/su12010157>

Anexo A

Códigos de R

A.1. Cálculo de la intensidad de la precipitación

Para llevar a cabo el cálculo de la precipitación máxima en diferentes intervalos de tiempo (30 minutos, 1 hora, 24 horas, etc), se empleó un script de cosecha propia, escrito en R.

Dicho script, que se incluye a continuación, puede consultarse en el repositorio de código abierto del autor para una fácil reproducción y acceso al código fuente:

https://github.com/EfraCL/Calculo_intensidad_lluvia

```
1      intensidad <- function(x, amplitud){  
2          c <- c()  
3          i <- 1  
4          a <- amplitud - 1  
5          lon <- length(x) - a  
6          while(i <= lon){  
7              c[i] <- sum(x[i:(i + a)])  
8              i <- i + 1  
9          }  
10         return(c)  
11     }
```

Sentencia A.1: Función para calcular intensidad de la precipitación

A.2. Cálculo de longitud de curva e índice de variabilidad

El cálculo de longitud de curva y del índice de variabilidad utilizados en el capítulo 5 se llevó a cabo utilizando un script de R, también desarrollado por el autor.

Debido a la extensión de dicho código, y con el fin de no dificultar la lectura y comprensión de este anexo, se ha optado por no incluirlo de forma íntegra.

Por consiguiente, si el lector estuviese interesado en consultar el código fuente completo, su funcionamiento y detalles de implementación, le recomendamos que acceda al repositorio del autor:

<https://github.com/EfraCL/Longitud-de-curva>

Anexo B

Información complementaria del Capítulo 3

En este Anexo se muestran los estadísticos descriptivos del volumen movilizado y la tasa de erosión de las formas de erosión identificadas con inventario de campo e información espacial.

B.1. Estadísticos descriptivos – Inventario de campo

Tabla B.1: Estadísticos descriptivos calculados para el volumen de material movilizado de las diferentes forma de erosión inventariadas en ambos períodos.

Forma de erosión	Promedio (m ³)	CV (%)	Mediana (m ³)	RIQ (m ³)	Rango (m ³)	Asimetría	Curtosis
Período 1 (Noviembre 2018–Diciembre 2018)							
Reguero	0,12	2,25	0,05	0,02–0,09	0,01–1,26	4,02	18,09
Cárcava	0,41	1,01	0,28	0,05–0,78	0,03–1,10	0,52	1,67
Período 2 (Diciembre 2018–Septiembre 2019)							
Reguero	1,36	0,89	1,03	0,40–1,88	0,01–5,66	1,53	6,21
Cárcava	6,05	1,09	4,48	1,58–6,84	0,28–24,71	1,78	5,67
Movimiento en masa	2,18	1,13	2,18	1,31–3,05	0,44–3,91	0	1
Mixta	22,26	0,73	16,69	10,62–32,04	4,69–49,15	0,47	2,02

CV: Coeficiente de variación. RIQ: Rango Intercuartílico.

Tabla B.2: Estadísticos descriptivos calculados para la tasa de erosión de las diferentes forma de erosión inventariadas en ambos períodos.

Forma de erosión	Promedio (t ha⁻¹ año⁻¹)	CV (%)	Mediana (t ha⁻¹ año⁻¹)	RIQ (t ha⁻¹ año⁻¹)	Rango (t ha⁻¹ año⁻¹)	Asimetría	Curtosis
Período (m³)1 (Noviembre 2018–Diciembre 2018)							
Reguero	0,66	2,25	0,27	0,11–0,48	0,03–7,14	4,02	18,09
Cárcava	2,33	1,02	1,59	0,28–4,42	0,19–6,25	0,52	1,67
Período 2 (Diciembre 2018–Septiembre 2019)							
Reguero	0,86	0,90	0,65	0,25–1,18	0,01–3,57	1,53	6,21
Cárcava	3,82	1,09	2,83	0,99–4,31	0,18–15,60	1,78	5,67
Movimiento en masa	1,37	1,13	1,37	0,83–1,92	0,28–2,47	0	1
Mixta	14,05	0,73	10,53	6,70–20,22	2,96–31,02	0,47	2,02

CV: Coeficiente de variación. RIQ: Rango Intercuartílico.

B.2. Estadísticos descriptivos – Información espacial

Tabla B.3: Estadísticos descriptivos calculados para el volumen de material movilizado de las diferentes forma de erosión identificadas con información espacial en el período 2.

Forma de erosión	Promedio (m³)	CV (%)	Mediana (m³)	RIQ (m³)	Rango (m³)	Asimetría	Curtosis
Reguero	2,76	1,20	1,44	0,57–3,63	0,57–7,58	0,96	2,15
Cárcava	20,19	1,07	12,26	6,52–22,98	1,08–85,35	1,88	6,21
Movimiento en masa	3,07	1,03	1,44	0,60–5,24	0,50–7,58	0,57	1,60
Mixta	48,79	0,86	46,37	10,22–85,66	8,42–94,65	0,04	1,08

CV: Coeficiente de variación. RIQ: Rango Intercuartílico.

Tabla B.4: Estadísticos descriptivos calculados para la tasa de erosión de las diferentes forma de erosión identificadas con información espacial en ambos períodos

Forma de erosión	Promedio (t ha⁻¹ año⁻¹)	CV (%)	Mediana (t ha⁻¹ año⁻¹)	RIQ (t ha⁻¹ año⁻¹)	Rango (t ha⁻¹ año⁻¹)	Asimetría	Curtosis
Reguero	0,35	1,20	0,18	0,07–0,46	0,07–0,97	0,96	2,15
Cárcava	2,58	1,07	1,57	0,83–2,94	0,14–10,91	1,88	6,21
Movimiento en masa	0,39	1,03	0,18	0,08–0,67	0,06–0,97	0,57	1,60
Mixta	6,24	0,86	5,93	1,31–10,95	1,08–12,10	0,04	1,08

Anexo C

Información complementaria del Capítulo 4

En este Anexo se muestran los estadísticos descriptivos relativos a la respuesta hidrológica y erosiva, la concentración de carbono orgánico y nutrientes (nitrógeno y fósforo) en el sedimento, y la granulometría de los sedimentos, para los diferentes manejos implementados en el cultivo de cereal y de almendro.

C.1. Estadísticos descriptivos – Respuesta hidrológica y erosiva

Tabla C.1: Estadísticos descriptivos de la escorrentía en los diferentes manejos estudiados.

Cultivo	Manejo	Promedio (mm)	CV (%)	Mediana (mm)	RIQ (mm)	Rango (mm)	Asimetría	Curtosis	n
Cereal	CT	0,65	1,74	0,30	0,13– 0,86	0,01– 8,25	4,29	24,17	150
	RT	0,42	1,79	0,22	0,07– 0,48	0,01– 6,26	5,16	37,09	150
Almendro	CT	0,77	2,48	0,37	0,23– 0,56	0,05– 13,44	5,81	37,20	147
	RT	0,19	1,03	0,13	0,08– 0,24	0,01– 1,01	2,29	8,59	147
	RTG	0,16	0,92	0,12	0,05– 0,21	0,01– 0,70	1,60	5,39	147

CV: Coeficiente de variación. RIQ: Rango intercuartílico. CT: Laboreo intensivo. RT: Laboreo reducido. RTG: Laboreo reducido más siembra verde. n: Tamaño de muestra.

Tabla C.2: Estadísticos descriptivos de la concentración de sedimentos en los diferentes manejos estudiados

Cultivo	Manejo	Promedio (g l ⁻¹)	CV (%)	Mediana (g l ⁻¹)	RIQ (g l ⁻¹)	Rango (g l ⁻¹)	Asimetría	Curtosis	n
Cereal	CT	18,61	1,22	9,98	4,13 - 25,90	1,21 - 131,08	2,63	11,47	150
	RT	8,16	1,21	4,92	2,60– 9,61	0,29 - 65,04	3,16	15,51	150
Almendro	CT	3,72	1,28	2,37	1,01 - 3,98	0,10– 27,36	2,87	12,18	147
	RT	2,77	1,42	1,76	0,57– 3,08	0,16– 25,48	3,72	19,46	147
	RTG	4,92	1,31	2,63	1,32– 5,16	0,12– 38,46	2,89	12,61	147

CV: Coeficiente de variación. RIQ: Rango intercuartílico. CT: Laboreo intensivo. RT: Laboreo reducido. RTG: Laboreo reducido más siembra verde. n: Tamaño de muestra.

Tabla C.3: Estadísticos descriptivos de la erosión en los diferentes manejos estudiados

Cultivo	Manejo	Promedio (g m ⁻²)	CV (%)	Mediana (g m ⁻²)	RIQ (g m ⁻²)	Rango (g m ⁻²)	Asimetría	Curtosis	n
Cereal	CT	12,32	2,17	2,93	0,70– 9,67	0,07– 191,19	3,95	21,53	150
	RT	3,10	2,59	0,76	0,26– 1,74	0,03– 53,78	4,51	24,20	150
Almendro	CT	2,84	2,74	0,71	0,36– 1,71	0,02– 47,67	4,80	26,08	147
	RT	0,41	1,49	0,18	0,07– 0,46	0,01– 3,28	2,80	11,15	147
	RTG	0,72	1,76	0,30	0,13– 0,61	0,02– 8,39	3,49	17,32	147

CV: Coeficiente de variación. RIQ: Rango intercuartílico. CT: Laboreo intensivo. RT: Laboreo reducido. RTG: Laboreo reducido más siembra verde. n: Tamaño de muestra.

C.2. Estadísticos descriptivos – Carbono orgánico y Nutrientes en sedimentos

Tabla C.4: Estadísticos descriptivos de la concentración de carbono orgánico de los sedimentos en los diferentes manejos estudiados

Cultivo	Manejo	Promedio (%)	CV (%)	Mediana (%)	RIQ (%)	Rango (%)	Asimetría	Curtosis	n
Cereal	CT	1,34	1,10	0,97	0,74–1,22	0,37–9,41	4,16	20,82	139
	RT	1,81	0,69	1,69	1,09–2,03	0,52–8,91	2,89	14,71	133
Almendro	CT	3,79	0,59	2,92	2,52–4,46	1,46–12,85	2,28	8,76	128
	RT	4,36	0,43	4,15	3,00–5,50	1,81–9,17	0,62	2,63	118
	RTG	3,69	0,49	3,37	2,49–4,31	1,17–10,80	1,80	7,31	128

CV: Coeficiente de variación. RIQ: Rango intercuartílico. CT: Laboreo intensivo. RT: Laboreo reducido. RTG: Laboreo reducido más siembra verde. n: Tamaño de muestra.

Tabla C.5: Estadísticos descriptivos de la concentración de nitrógeno de los sedimentos en los diferentes manejos estudiados

Cultivo	Manejo	Promedio (%)	CV (%)	Mediana (%)	RIQ (%)	Rango (%)	Asimetría	Curtosis	n
Cereal	CT	0,12	0,86	0,09	0,07–0,14	0,01–0,59	2,31	8,99	139
	RT	0,18	0,63	0,15	0,10–0,20	0,05–0,60	1,65	5,83	133
Almendro	CT	0,39	0,90	0,31	0,23–0,41	0,13–2,39	4,30	23,75	128
	RT	0,39	0,30	0,35	0,27–0,49	0,18–0,49	0,78	3,22	128
	RTG	0,39	0,75	0,32	0,23–0,48	0,11–1,84	3,21	15,62	128

CV: Coeficiente de variación. RIQ: Rango intercuartílico. CT: Laboreo intensivo. RT: Laboreo reducido. RTG: Laboreo reducido más siembra verde. n: Tamaño de muestra.

Tabla C.6: Estadísticos descriptivos de la concentración de fósforo disponible de los sedimentos en los diferentes manejos estudiados

Cultivo	Manejo	Promedio (ppm)	CV (%)	Mediana (ppm)	RIQ (ppm)	Rango (ppm)	Asimetría	Curtosis	n
Cereal	CT	19,97	2,07	9,16	5,51–18,24	1,17–317,17	5,52	37,74	139
	RT	33,03	0,79	25,86	12,73–40,68	3,48–129,61	1,41	4,89	133
Almendo	CT	76,36	0,41	71,88	51,24–87,02	32,94–169,98	1,06	3,79	128
	RT	119,36	0,66	96,79	85,30–146,32	31,02–415,80	2,65	10,99	128
	RTG	82,69	0,62	63,10	45,93–104,57	12,91–262,32	1,44	5,02	128

CV: Coeficiente de variación. RIQ: Rango intercuartílico. CT: Laboreo intensivo. RT: Laboreo reducido. RTG: Laboreo reducido más siembra verde. n: Tamaño de muestra.

C.3. Estadísticos descriptivos – Granulometría de los sedimentos

Tabla C.7: Estadísticos descriptivos del enriquecimiento de arena de los sedimentos en los diferentes manejos estudiados.

Cultivo	Manejo	Promedio	CV (%)	Mediana	RIQ	Rango	Asimetría	Curtosis	n
Cereal	CT	1,19	0,68	1,04	0,83–1,43	0,16–5,00	3,10	15,78	122
	RT	1,23	0,58	1,12	0,67–1,50	0,25–3,23	0,98	3,62	117
Almendo	CT	1,17	0,42	0,97	0,86–1,45	0,27–2,13	0,49	2,53	113
	RT	1,58	0,32	1,52	1,30–1,83	0,72–2,45	0,16	2,41	114
	RTG	1,59	0,39	1,58	1,28–2,08	0,28–2,60	-0,36	2,31	112

CV: Coeficiente de variación. RIQ: Rango intercuartílico. CT: Laboreo intensivo. RT: Laboreo reducido. RTG: Laboreo reducido más siembra verde. n: Tamaño de muestra.

Tabla C.8: Estadísticos descriptivos del enriquecimiento de limo de los sedimentos en los diferentes manejos estudiados.

Cultivo	Manejo	Promedio	CV (%)	Mediana	RIQ	Rango	Asimetría	Curtosis	n
Cereal	CT	1,02	0,11	1,04	0,96– 1,08	0,62– 1,17	-1,59	6,50	122
	RT	1,04	0,07	1,04	0,96– 1,09	0,91– 1,17	0,11	2,05	117
Almendro	CT	0,95	0,36	1,07	0,77– 1,20	0,14– 1,39	-0,86	2,83	113
	RT	0,72	0,45	0,75	0,42– 0,96	0,21– 1,23	-0,18	1,89	114
	RTG	0,70	0,48	0,74	0,43– 0,90	0,20– 1,30	0,06	1,93	112

CV: Coeficiente de variación. RIQ: Rango intercuartílico. CT: Laboreo intensivo. RT: Laboreo reducido. RTG: Laboreo reducido más siembra verde. n: Tamaño de muestra.

Tabla C.9: Estadísticos descriptivos del enriquecimiento de arcilla de los sedimentos en los diferentes manejos estudiados.

Cultivo	Manejo	Promedio	CV (%)	Mediana	RIQ	Rango	Asimetría	Curtosis	n
Cereal	CT	0,88	0,24	0,86	0,81– 0,94	0,34– 1,48	0,22	5,11	122
	RT	0,84	0,24	0,87	0,72– 0,98	0,31– 1,15	-0,75	3,51	117
Almendro	CT	0,65	0,37	0,67	0,53– 0,80	0,19– 1,15	-0,18	2,90	113
	RT	0,55	0,38	0,56	0,42– 0,60	0,28– 1,14	1,42	5,79	114
	RTG	0,64	0,51	0,58	0,39– 0,90	0,14– 1,44	0,63	2,92	112

CV: Coeficiente de variación. RIQ: Rango intercuartílico. CT: Laboreo intensivo. RT: Laboreo reducido. RTG: Laboreo reducido más siembra verde. n: Tamaño de muestra.

Tabla C.10: Estadísticos descriptivos del diámetro medio ponderado efectivo de los sedimentos en los diferentes manejos estudiados.

Cultivo	Manejo	Promedio (μm)	CV (%)	Mediana (μm)	RIQ (μm)	Rango (μm)	Asimetría	Curtosis	n
Cereal	CT	182,64	0,40	185,09	145,56– 231,13	8,79– 321,33	-0,37	3,11	122
	RT	220,08	0,47	230,07	183,70– 292,06	10,69– 418,02	-0,49	2,65	117
Almendo	CT	570,52	0,43	561,54	398,87– 774,31	78,78– 966,55	-0,27	2,01	113
	RT	568,81	0,50	661,62	321,07– 806,20	8,72– 922,17	-0,51	1,95	114
	RTG	606,43	0,48	714,41	389,66– 828,54	15,23– 970,75	-0,67	2,13	112

CV: Coeficiente de variación. RIQ: Rango intercuartílico. CT: Laboreo intensivo. RT: Laboreo reducido. RTG: Laboreo reducido más siembra verde. n: Tamaño de muestra.

Tabla C.11: Estadísticos descriptivos del diámetro medio ponderado disperso de los sedimentos en los diferentes manejos estudiados

Cultivo	Manejo	Promedio (μm)	CV (%)	Mediana (μm)	RIQ (μm)	Rango (μm)	Asimetría	Curtosis	n
Cereal	CT	47,28	0,71	35,74	26,71– 44,56	9,68– 455,59	5,28	29,63	122
	RT	53,53	0,51	35,97	24,01– 54,59	16,37– 199,93	1,92	5,66	117
Almendo	CT	260,39	0,59	180,31	128,52– 378,03	60,50– 638,43	0,92	2,51	113
	RT	396,89	1,57	399,47	283,82– 532,41	49,98– 759,67	0,11	2,46	114
	RTG	408,70	0,90	395,09	240,81– 596,65	26,16– 874,15	0,12	2,14	112

CV: Coeficiente de variación. RIQ: Rango intercuartílico. CT: Laboreo intensivo. RT: Laboreo reducido. RTG: Laboreo reducido más siembra verde. n: Tamaño de muestra.

Anexo D

Información complementaria del Capítulo 5

En este Anexo se muestran los estadísticos descriptivos relativos a la erosión neta, la fase de arranque y la fase de sedimentación, para los diferentes usos y manejos estudiados en la finca de secano y regadío.

D.1. Estadísticos descriptivos – Tasa de erosión neta

Tabla D.1: Estadísticos descriptivos de la tasa neta de erosión en los diferentes manejos estudiados en la finca de secano.

Manejo	Promedio ($\text{t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$)	CV (%)	Mediana ($\text{t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$)	RIQ ($\text{t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$)	Rango ($\text{t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$)	Asimetría	Curtosis	n
Matorral natural	-4,50	-21,59	-9,51	-32,09–14,06	-233,69–437,36	1,66	5,59	93
Control	10,81	12,50	-4,12	-48,05–54,49	-591,19–523,74	0,19	4,03	298
Tápena	-7,82	-12,68	-4,12	-28,98–22,26	-726,88–500,58	-1,69	8,17	415
Tomillo	-3,68	-18,60	7,02	-21,62–20,66	-448,45–226,95	-1,14	12,38	279

CV: Coeficiente de variación. RIQ: Rango intercuartílico. n: Tamaño de muestra.

Tabla D.2: Estadísticos descriptivos de la tasa neta de erosión en los diferentes manejos estudiados en la finca de regadío

Manejo	Prome- dio (t ha^{-1} año^{-1})	CV (%)	Mediana (t ha^{-1} año^{-1})	RIQ (t ha^{-1} año^{-1})	Rango (t ha^{-1} año^{-1})	Asimetría	Curtosis	n
Caballón desnudo	-1,14	-33,97	0,00	-9,64– 8,80	-290,44– 236,13	-1,26	25,30	314
Caballón vegetado	-4,01	-11,34	0,00	-9,93– 10,33	-278,79– 110,86	-2,66	17,47	160
Calle control	3,49	10,63	4,21	-7,09– 17,15	-135,07– 121,32	-0,65	7,25	226
Calle diversificada con haba	-2,42	-18,25	3,53	-5,69– 11,10	-279,91– 66,70	-4,07	25,07	68
Calle diversificada con cebada y veza	9,35	4,51	10,33	-4,65– 32,47	-130,22– 116,79	-0,36	4,12	81

CV: Coeficiente de variación. RIQ: Rango intercuartílico. n: Tamaño de muestra.

D.2. Estadísticos descriptivos – Fase de arranque

Tabla D.3: Estadísticos descriptivos de la fase de arranque en los diferentes manejos estudiados en la finca de secano.

Manejo	Prome- dio (t ha^{-1} año^{-1})	CV (%)	Mediana (t ha^{-1} año^{-1})	RIQ (t ha^{-1} año^{-1})	Rango (t ha^{-1} año^{-1})	Asimetría	Curtosis	n
Matorral natural	61,17	1,71	18,50	9,51– 47,54	4,67– 437,36	2,42	7,74	38
Control	103,13	1,07	56,36	23,81– 147,41	4,10– 523,74	1,70	5,78	144
Tápena	46,70	1,43	22,33	8,70– 53,63	4,12– 500,58	3,36	17,44	205
Tomillo	35,91	1,22	17,46	12,20– 41,94	4,07– 226,95	2, 58	9,58	151

CV: Coeficiente de variación. RIQ: Rango intercuartílico. n: Tamaño de muestra.

Tabla D.4: Estadísticos descriptivos de la fase de arranque en los diferentes manejos estudiados en la finca de regadío

Manejo	Promedio (t ha ⁻¹ año ⁻¹)	CV (%)	Mediana (t ha ⁻¹ año ⁻¹)	RIQ (t ha ⁻¹ año ⁻¹)	Rango (t ha ⁻¹ año ⁻¹)	Asimetría	Curtosis	n
Caballón desnudo	20,50	1,54	10,23	6,04–17,36	2,56–236,13	4,20	25,68	131
Caballón vegetado	23,12	1,11	11,99	6,00–26,04	2,08–110,86	1,80	5,85	65
Calle control	25,23	1,01	16,29	8,55–32,87	2,71–121,32	2,03	7,09	106
Calle diversificada con haba	15,59	0,98	10,35	5,51–24,15	2,76–66,70	1,69	5,56	42
Calle diversificada con cebada y veza	32,60	0,84	23,25	10,47–52,42	2,03–116,79	1,14	3,74	51

CV: Coeficiente de variación. RIQ: Rango intercuartílico. n: Tamaño de muestra.

D.3. Estadísticos descriptivos – Fase de sedimentación

Tabla D.5: Estadísticos descriptivos de la fase de sedimentación en los diferentes manejos estudiados en la finca de secano

Manejo	Promedio (t ha ⁻¹ año ⁻¹)	CV (%)	Mediana (t ha ⁻¹ año ⁻¹)	RIQ (t ha ⁻¹ año ⁻¹)	Rango (t ha ⁻¹ año ⁻¹)	Asimetría	Curtosis	n
Matorral natural	-49,87	-1,16	-23,79	-46,88–-15,86	-233,69–-4,69	-1,82	5,15	55
Control	-75,52	-1,23	-43,32	-92,03–-20,85	-591,19–-4,10	-2,78	12,16	154
Tápena	-61,03	-1,59	-28,86	-57,79–-14,29	-726,80–-4,12	-3,80	21,21	210
Tomillo	-50,38	-1,24	-28,30	-56,82–-14,18	-448,45–-3,04	-3,04	16,11	128

CV: Coeficiente de variación. RIQ: Rango intercuartílico. n: Tamaño de muestra.

Tabla D.6: Estadísticos descriptivos de la fase de sedimentación en los diferentes manejos estudiados en la finca de regadío.

Manejo	Promedio (t ha ⁻¹ año ⁻¹)	CV (%)	Mediana (t ha ⁻¹ año ⁻¹)	RIQ (t ha ⁻¹ año ⁻¹)	Rango (t ha ⁻¹ año ⁻¹)	Asimetría	Curtosis	n
Caballón desnudo	-23,61	-1,65	-11,37	-25,99– -6,03	-290,44– -2,27	-4,58	28,01	139
Caballón vegetado	-31,16	-1,63	-12,23	-39,35– -4,42	-278,79– -2,08	-3,35	15,26	78
Calle desnuda	-26,89	-1,25	-13,18	-31,23– -5,64	-135,07– -1,95	-2,12	6,91	103
Calle diversificada con haba	-39,04	-1,62	-20,86	-29,78– -6,96	-279,91– -2,83	-2,97	11,43	21
Calle diversificada con cebada y veza	-39,35	-0,80	-34,06	-53,95– -17,55	-130,22– -4,06	-1,16	4,13	23

CV: Coeficiente de variación. RIQ: Rango intercuartílico. n: Tamaño de muestra.