



**TESIS DOCTORAL**

**UTILIZACIÓN DE ENMIENDAS ORGÁNICAS EN EL CULTIVO DEL  
ARROZ CON DIFERENTES SISTEMAS DE RIEGO Y LABOREO:  
EFECTOS EN LA PRODUCTIVIDAD Y EN LA CALIDAD ALIMENTARIA**

**M<sup>a</sup> Carmen Martín Franco**

Programa de doctorado Modelización y Experimentación en Ciencia  
y Tecnología

CONFORMIDAD DE LOS DIRECTORES:

Fdo: **Antonio López Piñeiro**

Fdo: **Damián Fernández Rodríguez**

Esta tesis cuenta con la autorización del director/a y codirector/a de la misma y de la Comisión Académica del programa. Dichas autorizaciones constan en el Servicio de la Escuela Internacional de Doctorado de la Universidad de Extremadura.

2023



*A mi familia*



La realización de esta Tesis ha sido posible gracias a la financiación de contratos predoctorales para formación de doctores en los centros de I+D pertenecientes al Sistema Extremeño de Ciencia, Tecnología e Innovación (ref. PD18026) de la Consejería de Economía, Ciencia y Agenda Digital de la Junta de Extremadura y el Programa Operativo del Fondo Social Europeo. Además, la investigación ha sido financiada gracias a los proyectos RTI2018-095461-B-I00 y PID2021-123062OB-I00 financiados por MCIN/AEI /10.13039/501100011033/ y por FEDER Una manera de hacer Europa; el Proyecto TED2021-129790B-I00 financiado por MCIN/AEI /10.13039/501100011033 y por la Unión Europea Next Generation EU/PRTR; el proyecto IB16075, y las ayudas para la realización de actividades de investigación y desarrollo tecnológico, de divulgación y de transferencia del conocimiento por los grupos de investigación de Extremadura (GR18011 y GR21038) financiados por la Consejería de Economía, Ciencia y Agenda Digital de la Junta de Extremadura y el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER).





## *Agradecimientos*

Son muchas las personas que de una forma u otra han estado conmigo durante el desarrollo de esta investigación, por lo que no me gustaría culminar esta etapa sin agradecerles su apoyo.

En primer lugar, expresar mi más sincero agradecimiento a mi director, el Catedrático Dr. Antonio López Piñeiro, por haberme brindado la oportunidad, confianza y apoyo durante estos años. Ha sido un honor poder adentrarme en el mundo de la investigación en el grupo “GORSAS”. A mi codirector el Dr. Damián Fernández Rodríguez, por la ayuda y ánimos a lo largo de la realización de este trabajo. Mención especial merece el Dr. David Peña Abades por su trabajo, dedicación y esfuerzo. Ha sido un orgullo ver como vuestro esfuerzo tiene su recompensa y estoy segura de que llegaréis muy lejos. Al Dr. Ángel Albarrán Liso, por su disponibilidad ante cualquier problema con el equipo HPLC y por hacer viable los ensayos de campo. Gracias por vuestra comprensión y apoyo, habéis dado vuestro tiempo para que yo cumpliera con el mío.

Este trabajo me ha permitido conocer a muchas personas maravillosas a la que también quiero dar mi agradecimiento. A Soraya, por acogerme desde el minuto uno y por sus sabios consejos, a Jaime, al cual ya conocía, y con el que he ido de la mano en la realización de esta Tesis, han sido muchas las horas compartidas y a Luis, que se unió poco más tarde y se volvió un imprescindible en mi día a día. Gracias por todo, por las horas de laboratorio, muestreos en campo, horas tamizando pero, sobre todo, gracias por las risas, por compartir momentos de agobio, por el desahogo, los planes, las comidas, etc. Es estupendo saber que más que compañeros sois amigos. A Bea, Manuel y Sandra, últimas incorporaciones al grupo que supusieron un aire fresco. Extender también mi agradecimiento a todo el personal del Área de Edafología y Química agrícola y de la Facultad de ciencias, especialmente a Antonio y Miriam, que de una forma u otra han hecho más ameno este camino.

Fuera del ámbito universitario, agradecer a mis amigos que en mayor o menor medida se han preocupado por la realización de este trabajo, es muy importante saber que puedo contar con vosotros.

A mi familia, a todos y cada uno de ellos y a los que en el transcurso de esta etapa se marcharon, gracias por el apoyo incondicional durante toda mi vida. Especial mención merecen mis padres, gracias por vuestro esfuerzo, cariño y apoyo incondicional, siempre habéis creído en mí y soy todo lo que soy gracias a vosotros. A mis hermanos y cuñada por el ánimo y la confianza y a mi sobrina Inés que me alegra los días y la vida.

Por último, no puedo obviar la importancia que tiene y ha tenido en la consecución de este trabajo Vicente, mi compañero de vida, por su apoyo y paciencia.

Gracias de todo corazón.

*Hay que hacer de la vida un sueño y de un sueño una realidad.*

*Pierre Curie*



## Prólogo

La Tesis Doctoral se ha desarrollado bajo el programa de doctorado “Modelización y Experimentación en Ciencia y Tecnología” de la Universidad de Extremadura siguiendo una de las líneas de investigación del grupo “Gorsas”, perteneciente al Instituto Universitario del Agua, Cambio Climático y Sostenibilidad. Con esta investigación se pretende obtener prácticas que permitan la mejora productiva del arroz y minimicen los riesgos sobre la seguridad alimentaria asociados a este cultivo en las Vegas del Guadiana (Extremadura). Para ello, se propone la utilización de enmiendas orgánicas (compost de alperujo) y carbón biológico (biochar) en la producción de arroz con técnicas de agricultura de conservación y máxima eficiencia en el uso de los recursos naturales (agua y suelo), como estrategia para garantizar la sostenibilidad del cultivo e incrementar la competitividad del sector. La realización de esta investigación ha sido posible gracias a la concesión de un contrato predoctoral para formación de Doctores en los centros públicos de I+D pertenecientes al Sistema Extremeño con referencia PD18026, financiada por la Consejería de Economía e Infraestructuras de la Junta de Extremadura y el Programa Operativo del Fondo Social Europeo. También destacar el apoyo económico prestado por el Ministerio de Ciencia e Innovación y la Agencia Estatal de Investigación, Junta de Extremadura, co-financiados a su vez por los Fondos Europeos de Desarrollo Regional (FEDER).

## Organización de la Tesis

La Tesis ha sido elaborada cumpliendo los requisitos del programa de doctorado “Modelización y Experimentación en Ciencia y Tecnología” de la Universidad de Extremadura y bajo la normativa académica vigente. La Tesis se ha elaborado en castellano, pero presenta en inglés el “Resumen” y el capítulo IV donde se plasman las publicaciones científicas.

Este trabajo se ha elaborado como un compendio de tres artículos de investigación, que han sido publicados en diferentes revistas. Para una mejor comprensión, la Tesis consta de un Resumen y Abstract con una síntesis de este trabajo seguido de seis capítulos organizados de la siguiente manera:

El CAPITULO I contiene la Introducción donde se describen los antecedentes sobre el tema de estudio, destacando la descripción del cultivo del arroz, así como la problemática a la que se enfrenta el cultivo tradicional y las posibles alternativas planteadas para garantizar su sostenibilidad. En este capítulo, también, se describe como las prácticas alternativas (arroz irrigado por aspersión, siembra directa y aplicación de compost de alperujo o biochar como enmiendas orgánicas) influyen en la bioacumulación de metales pesados en los granos de arroz y, por tanto, en la seguridad alimentaria.

En el CAPITULO II se detallan el objetivo global y los objetivos parciales de la presente Tesis.

En el CAPÍTULO III se incluye la descripción de los materiales y la metodología empleada en este trabajo.

En el CAPÍTULO IV se incluyen los tres artículos que componen esta Tesis Doctoral. A continuación, se hace una breve síntesis de cada uno de ellos:

Artículo I: “Medium-term effects of sprinkler irrigation combined with a single compost application on water and rice productivity and food safety” publicado en la revista científica *Plants* (Doi: <https://doi.org/10.3390/plants12030456>). Este artículo se centró en determinar los efectos a medio plazo de una sola aplicación de compost sobre la productividad del agua y el cultivo, así como sobre la bioacumulación de As y Cd y la especiación de As, en granos de arroz sometido

a diferentes sistemas de producción (riego tradicional por inundación frente a riego por aspersión y laboreo convencional frente a siembra directa) en una región mediterránea semiárida.

Artículo II: “Combined use of biochar and sprinkler irrigation may enhance rice productivity in water-stressed regions” publicado en la revista científica *Annals of Agricultural Sciences* (Doi: <https://doi.org/10.1016/j.aogas.2023.05.002>). En este artículo se analizan los efectos del biochar fresco y envejecido en campo sobre las propiedades de los suelos, control de malas hierbas, productividad del agua y del cultivo del arroz sometido a diferentes sistemas de producción (riego tradicional por inundación frente a riego por aspersión y laboreo convencional frente a siembra directa) en una región mediterránea semiárida.

Artículo III: “Effects of fresh and field-aged holm-oak biochar on As, Cd and Pb bioaccumulation in different rice growing environments” publicado en la revista científica *Science of The Total Environment* (Doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164012>). Este artículo se centra en evaluar los efectos del biochar fresco y envejecido en campo sobre la bioacumulación de As, Cd y Pb, y sobre la especiación de As, en granos de arroz sometidos a diferentes sistemas de producción (riego tradicional por inundación frente a riego por aspersión y laboreo convencional frente a siembra directa) en una región mediterránea semiárida.

En el CAPÍTULO V se presenta una discusión general donde se lleva a cabo un análisis de los resultados más relevantes de cada uno de los tres artículos que componen esta Tesis Doctoral.

En el CAPÍTULO VI se plasman las conclusiones finales de esta investigación.

Por último, se presentan las referencias bibliográficas consultadas para la realización de este trabajo.



## ÍNDICE GENERAL

Abstract.....	I
Resumen .....	IV
Capítulo I. INTRODUCCIÓN.....	1
I.1. El cultivo del arroz.....	3
I.1.1. Origen.....	3
I.1.2. Taxonomía.....	4
I.1.3. Descripción del cultivo .....	6
I.1.3.1. Morfología.....	6
I.1.3.2. Exigencias edafoclimáticas del cultivo .....	9
I.1.3.3. Importancia económica y distribución geográfica .....	10
I.1.3.3.1 Arroz en el mundo.....	10
I.1.3.3.2. Arroz en la Unión Europea .....	12
I.1.3.3.3. Arroz en España .....	13
I.1.3.3.4. Arroz en Extremadura .....	15
I.1.4. Problemática del cultivo del arroz.....	15
I.1.5. Alternativas al sistema tradicional de producción .....	18
I.1.5.1. Arroz aeróbico.....	18
I.1.5.2. Agricultura de conservación. Siembra directa .....	23
I.1.6. Enmiendas orgánicas.....	28
I.1.6.1. Gestión de residuos .....	29
I.1.6.1.1. Compost de alperujo como enmienda orgánica .....	31
I.1.6.1.2. Biochar como enmienda orgánica .....	37
I.1.7. Seguridad alimentaria.....	46

I.1.7.1. Metales pesados .....	46
I.1.7.1.1 Arsénico .....	47
I.1.7.1.2. Cadmio .....	50
I.1.7.1.3. Plomo .....	51
I.1.7.2. Concentración de metales pesados en el arroz .....	52
I.1.7.2.1 Influencia del pH y contenido de materia orgánica de los suelos en la acumulación de metales pesados .....	56
I.1.7.2.2. Influencia del manejo del agua en la acumulación de metales pesados .....	57
I.1.7.2.3. Regulaciones en la concentración de metales pesados.....	58
I.1.7.3. Adicción de enmiendas orgánicas como remediación de suelos contaminados .....	59
I.1.7.3.1. Biochar como inmovilizador de metales pesados .....	62
I.1.7.3.2. Compost como inmovilizador de metales pesados .....	65
Capítulo II. OBJETIVOS.....	69
Capítulo III. MATERIALES Y MÉTODOS .....	73
III.1. Localización de los ensayos .....	75
III.2. Climatología .....	76
III.3. Diseño experimental .....	78
III.3.1. Manejo del cultivo .....	80
III.4. Enmiendas orgánicas .....	84
III.4.1. Compost de alperujo.....	85
III.4.2. Biochar .....	88
III.5. Suelos .....	90
III.5.1. Muestreo .....	90
III.5.2. Análisis de propiedades físicas y físico-químicas de los suelos.....	93

III.5.3. Actividades enzimáticas .....	94
III.5.4. Medidas in situ .....	95
III.6. Agronomía.....	97
III.6.1. Muestreo .....	97
III.6.2. Parámetros agronómicos .....	97
III.7. Seguridad alimentaria.....	99
III.8. Análisis estadístico .....	100
Capítulo IV. PLUBLICACIONES .....	103
IV.1. Artículo I .....	105
Medium-Term Effects of Sprinkler Irrigation Combined with a Single Compost Application on Water and Rice Productivity and Food Safety .....	105
IV.2. Artículo II.....	123
Combined use of biochar and sprinkler irrigation may enhance rice productivity in water-stressed regions .....	123
IV.3. Artículo III.....	137
Effects of fresh and field-aged holm-oak biochar on As, Cd and Pb bioaccumulation in different rice growing environments .....	137
Capítulo V. RESUMEN DE RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	151
V.1. Efecto a medio plazo del riego por aspersión combinado con una sola aplicación de compost sobre la productividad del agua y arroz y la seguridad alimentaria.....	153
V.2. El uso combinado de biochar y riego por aspersión puede mejorar la productividad del arroz en regiones con escasez de agua.....	164
V.3. Efectos del biochar de encina fresco y envejecido en campo sobre la bioacumulación de As, Cd y Pb en diferentes ambientes de cultivo de arroz.....	177
Capítulo VI. CONCLUSIONES.....	186
BIBLIOGRAFÍA .....	191

## ÍNCIDE DE TABLAS

### Capítulo I

<b>Tabla 1.1.</b> Producción mundial de los cereales principales en 2021. ....	10
<b>Tabla 1.2.</b> Principales productores de arroz cáscara en el mundo. ....	11
<b>Tabla 1.3.</b> Superficie, producción y rendimiento de arroz por comunidades autónomas en la campaña de 2021. ....	13
<b>Tabla 1.4.</b> Clasificación de metales pesados según su nivel de toxicidad. ....	47

### Capítulo III

<b>Tabla 3.1.</b> Datos meteorológicos de la estación el Bercial (1999-2019). ....	76
<b>Tabla 3.2.</b> Calendario de operaciones llevadas a cabo en el cultivo de arroz...	82
<b>Tabla 3.3.</b> Cantidades medias de agua aportadas al cultivo ( $m^3 ha^{-1}$ ) en cada tratamiento y campaña. ....	84
<b>Tabla 3.4.</b> Propiedades del compost. ....	86
<b>Tabla 3.5.</b> Propiedades del biochar fresco y envejecido. ....	90
<b>Tabla 3.6.</b> Propiedades edáficas más relevantes de los diferentes horizontes presentes en el perfil del suelo. ....	91
<b>Tabla 3.7.</b> Propiedades edáficas iniciales más relevantes de los suelos en los diferentes tratamientos en el primer ensayo (abril 2018, 0-20 cm de profundidad). ....	91
<b>Tabla 3.8.</b> Propiedades edáficas iniciales más relevantes de los suelos en los diferentes tratamientos en el segundo ensayo (abril 2018, 0-20 cm de profundidad). ...	92

### Capítulo IV

#### Artículo I

<b>Table 1.</b> Medium-term effects of different management systems on rice yield components. ....	112
<b>Table S1.</b> Effects of different management systems on soil physicochemical properties (0-20cm depht). ....	120



<b>Table S2.</b> Properties of compost used in the experiment.....	121
<b>Table S3.</b> Mean maximum (Max) and minimum (Min) temperatures, rainfall and rice evapotranspiration (ETc), registered at the field location during 2018 and 2019 .....	121
Artículo II	
<b>Table 1.</b> Effect of different rice management on soil properties after rice harvest .....	128
<b>Table 2.</b> Effect of different rice management on efficacy of herbicides under field conditions .....	133
<b>Table 3.</b> Effect of different rice management on agronomic and productivity parameters.....	133
Artículo III	
<b>Table 1.</b> Trace element concentrations in the holm-oak biochar (HOB) applied to the soil in the field study .....	141
<b>Table 2.</b> Effect of the different treatments on trace elements concentrations in the soils, total and extractable .....	142
<b>Table 3.</b> Effect of different treatments on trace elements concentrations in the rice grains. ....	143
<b>Table 4.</b> Pearson’s correlation coefficients between trace element concentrations that were affected by the treatments and their correlation with soil physico-chemical properties .....	145
<b>Table S1.</b> Physico-chemical properties of the fresh (F) and aged (A) HOB under different management systems .....	149
<b>Table S2.</b> Effect of different treatments on selected soil properties.....	150

## Capítulo V

<b>Tabla 5.1.</b> Efecto a medio plazo de la aplicación de compost de alperujo y diferentes sistemas de manejo sobre las propiedades fisicoquímicas del suelo (0-20 cm). .....	155
<b>Tabla 5.2.</b> Efectos a medio plazo de diferentes sistemas de manejo en los componentes de rendimiento del arroz.....	159
<b>Tabla 5.3.</b> Efecto de los diferentes sistemas de manejo de arroz sobre las propiedades más relevantes del suelo (0-20 cm).....	165
<b>Tabla 5.4.</b> Efectos de diferentes sistemas de manejo del arroz en la eficacia de herbicidas en condiciones de campo .....	172
<b>Tabla 5.5.</b> Efectos de diferentes sistemas de manejo sobre los parámetros agronómicos del cultivo del arroz .....	174
<b>Tabla 5.6.</b> Efecto de diferentes sistemas de manejo sobre elementos traza en los suelos, totales y extraíbles. ....	178
<b>Tabla 5.7.</b> Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre elementos traza en granos de arroz.....	179
<b>Tabla 5.8.</b> Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre las propiedades de los suelos.....	183

## ÍNDICE DE FIGURAS

### Capítulo I

<b>Figura 1.1.</b> Ruta de dispersión del arroz ( <i>O. sativa</i> L.) . ....	4
<b>Figura 1.2.</b> Plántula de arroz .....	7
<b>Figura 1.3.</b> Proporción de producción de arroz por regiones para el año 2021..	12
<b>Figura 1.4.</b> Evolución de la superficie de arroz en España .....	14

<b>Figura 1.5.</b> Nivelado; pase con grada de disco y fangueo en el cultivo del arroz .....	17
<b>Figura 1.6.</b> Arroz en siembra directa. ....	25
<b>Figura 1.7.</b> Esquema del proceso de extracción de aceite con el sistema de centrifugación de dos fases.....	33
<b>Figura 1.8.</b> Esquema de las fases que componen el proceso de compostaje. ....	36
<b>Figura 1.9.</b> Estructura porosa del biochar.....	38
<b>Figura 1.10.</b> Principales objetivos de la producción de biochar.....	38
<b>Figura 1.11.</b> Comparativa de dos secciones de suelo, a la izquierda Terra Preta y la imagen de la derecha correspondiente a un Oxisol encontrado habitualmente en la cuenca amazónica. ....	39
<b>Figura 1.12.</b> Características del biochar y sus efectos positivos .....	43
<b>Figura 1.13.</b> Patologías causadas por la intoxicación de Arsénico en humanos..	49
<b>Figura 1.14.</b> Representación esquemática de la absorción y distribución de metales pesados en el arroz .....	53
<b>Figura 1.15.</b> Mecanismo de absorción, translocación y acumulación de As, Cd y Pb en el sistema suelo-planta.....	55
<b>Figura 1.16.</b> Mecanismos de inmovilización de metales inducidos por enmiendas del suelo.....	61
 Capítulo III	
<b>Figura 3.1.</b> Localización de la parcela de ensayo. ....	75
<b>Figura 3.2.</b> Precipitación media, temperatura media máxima y mínima, y evapotranspiración del arroz registrados durante el cultivo en el período de 2018 y 2019. .....	77
<b>Figura 3.3.</b> Disposición de los tratamientos en el primer ensayo de campo.....	79
<b>Figura 3.4.</b> Disposición de los tratamientos en el segundo ensayo de campo....	80

<b>Figura 3.5.</b> Incorporación al suelo del compost de alperujo.....	87
<b>Figura 3.6.</b> Incorporación de biochar.....	88
<b>Figura 3.7.</b> Medida in situ con penetrómetro de mano.....	96
<b>Figura 3.8.</b> Lectura de humedad in-situ con la Sonda Delta-.....	
T Device Type PR-1. ....	97
<b>Figura 3.9.</b> Control de maleza en campo. ....	99

## Capítulo IV

### Artículo I

<b>Figure 1.</b> Effects of different management systems on herbicides effectiveness .....	111
<b>Figure 2.</b> Medium-term effects of different management systems on concentrations of As and Cd in the soils, in the rice grains and on concentrations of Inorganic As (iAs) in the rice grains . ....	115
<b>Figure S1.</b> Effects of different management systems on dehydrogenase activity (A), B-glucosidase (B), Urease (C) and Phosphatase (D) (0-10cm depht). ....	122

### Artículo II

<b>Fig. 1.</b> Mean rainfall, mean maximum and minimum temperatures, and rice evapotranspiration, registered at the field location during the rice growing period in 2018, and 2019.....	127
<b>Fig.2.</b> Effect of different rice management on soil penetration resistance.....	130
<b>Fig. 3.</b> Effect of different rice management regimes on the soil's mean volumetric wáter content during the rice growing cycle. ....	131
<b>Fig. 4.</b> Effect of different rice management regimes on weed density.....	132

### Artículo III

<b>Figure 1.</b> Effect of different treatments on bioaccumulation factors in the rice grains. ....	144
---	-----

## Capítulo V

<b>Figura 5.1.</b> Efecto de diferentes sistemas de manejo sobre la efectividad de los herbicidas.....	157
<b>Figura 5.2.</b> Efectos a medio plazo de diferentes sistemas de manejo sobre las concentraciones de As y Cd en suelos, en granos de arroz y sobre As inorgánico en los granos de arroz .....	163
<b>Figura 5.3.</b> Efecto de diferentes sistemas de manejo de arroz en la resistencia a la penetración del suelo. ....	166
<b>Figura 5.4.</b> Efecto de diferentes sistemas de manejo del arroz sobre el contenido volumétrico medio de agua en el suelo durante el ciclo de cultivo del arroz.....	168
<b>Figura 5.5.</b> Efecto de diferentes sistemas de manejo de arroz en la densidad de malezas. ....	170
<b>Figura 5.6.</b> Efecto de diferentes sistemas de manejo sobre los factores de bioacumulación en los granos de arroz.....	181

## ACRÓNIMOS

<b>AC:</b>	Agricultura de conservación
<b>AD:</b>	Actividad deshidrogenasa
<b>AF:</b>	Ácidos fúlvicos
<b>AH:</b>	Ácidos húmicos
<b>ANOVA:</b>	Análisis de la varianza
<b>As:</b>	Arsénico
<b>ASE:</b>	Área de superficie específica
<b>AS<sub>ext</sub>:</b>	Arsénico extraíble
<b>AS<sub>inorg</sub>:</b>	Arsénico inorgánico
<b>CE:</b>	Conductividad eléctrica
<b>COH:</b>	Carbono orgánico hidrosoluble
<b>COT:</b>	Carbono orgánico total
<b>Cd:</b>	Cadmio
<b>Cd<sub>ext</sub>:</b>	Cadmio extraíble
<b>CVA:</b>	Contenido volumétrico agua
<b>EBC:</b>	Certificado Europeo del Biochar (The European Biochar Certificate)
<b>ET<sub>c</sub>:</b>	Evapotranspiración del cultivo
<b>ET<sub>o</sub>:</b>	Evapotranspiración de referencia
<b>FAO:</b>	Organización de las naciones unidas para la alimentación y la agricultura (Food and Agriculture Organization of the united nations)
<b>FO:</b>	Actividad fosfatasa
<b>GEI:</b>	Gases de efecto invernadero
<b>GL:</b>	Actividad B- glucosidasa
<b>GWP:</b>	Potencial de calentamiento global
<b>IBI:</b>	Iniciativa Internacional de biochar (International Biochar Initiative)
<b>IG:</b>	Índice de germinación
<b>IH:</b>	Índice de Humificación

<b>IM:</b>	Índice de maduración
<b>IRRI:</b>	Instituto internacional de investigación del arroz (International rice research institute)
<b>Kc:</b>	Coefficiente de cultivo
<b>LC:</b>	Laboreo convencional
<b>LCB:</b>	Laboreo convencional con biochar
<b>LCC:</b>	Laboreo convencional con compost
<b>LCI:</b>	Laboreo convencional inundado
<b>LCIB:</b>	Laboreo convencional inundado con biochar
<b>LCIC:</b>	Laboreo convencional inundado con compost
<b>MAPA:</b>	Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación
<b>MO:</b>	Materia orgánica
<b>NP:</b>	Número de panículas por m <sup>2</sup>
<b>NT:</b>	Nitrógeno total
<b>PA:</b>	Productividad del agua
<b>Pb:</b>	Plomo
<b>Pb<sub>ext</sub>:</b>	Plomo extraíble
<b>R:</b>	Rendimiento
<b>SD:</b>	Siembra directa
<b>SDB:</b>	Siembra directa con biochar
<b>SDC:</b>	Siembra directa con compost
<b>SUVA:</b>	Absorbancia ultravioleta específica
<b>UR:</b>	Actividad ureasa





## **Abstract**

Rice (*Oryza sativa* L.) is a staple food for more than half of the world's population. However, almost all of the area dedicated to this cereal in the European Union is traditionally produced under flood irrigation systems and conventional cultivation, which entails high water consumption, accumulation of metals in the rice, soil degradation and high overall energy costs. Therefore, especially in Mediterranean environments, flood irrigated rice cultivation is in danger of disappearing due to its unsustainable nature.

The general objective of this work is to establish the necessary knowledge bases to develop a sustainable rice production system, with lower water consumption and greater food security through the use of organic amendments (biochar or alperujo compost) and high efficiency irrigation in a semi-arid Mediterranean region. The partial objectives are to evaluate the short- and medium-term effects of the addition of organic amendments on water and crop productivity, and on the accumulation of heavy metals in the rice grain (food quality), under different production systems (traditional flood irrigation vs. sprinkler irrigation and conventional tillage vs. direct seeding).

In order to achieve these objectives, two trials have been carried out under real field conditions in one of the most interesting areas for rice cultivation, Las Vegas de Gadiana (Extremadura). In the first trial, and with the aim of determining the residual effect that the application of compost has in the medium term (4th and 5th year after its single application), we continued with a previous experience that included a series of treatments three years old: SD (rice cultivation by conservation agriculture techniques (direct seeding) with sprinkler irrigation and without prior application of organic amendments; SDC (rice cultivation by conservation agriculture techniques (direct seeding) with sprinkler irrigation and application of alperujo compost; LC (Rice cultivation by tillage, sprinkler irrigation and without prior application of organic amendments. LCC (rice cultivation by tillage, sprinkler irrigation and application of alperujo compost); LCI (rice cultivation by conventional farming techniques usual in the region (tillage + flooding) and without application of organic amendments and LCIC (rice cultivation by conventional farming techniques usual in the region (tillage + flooding) and application of alperujo compost).

In the second trial, with the aim of evaluating the short-term effect of biochar from holm oak pruning remains, a series of treatments were considered, including, in addition to the three original treatments (without amendment) from the first trial (SD, LC and LCI), the following: SDB (rice cultivation using conservation agriculture techniques (direct seeding) with sprinkler irrigation and application of biochar in the first year; LCB (rice cultivation using tillage, sprinkler irrigation and application of biochar in the first year; and LCIB (rice cultivation using conventional agriculture techniques common in the region (tillage + flooding) and application of biochar in the first year.

The application of compost and biochar led to an improvement in the physical, physico-chemical and biological properties of the soils, notably an increase in total organic carbon content, pH and dehydrogenase activity. In terms of agronomic yield, with respect to the original treatments in both trials, there were no significant differences between LCI and SD, with 8 140 kg ha<sup>-1</sup> as the mean value in the study. However, sprinkler irrigation saved 55% of the total water consumption compared to flood irrigation. The application of fresh biochar produced significant yield increases in the treatments under tillage systems, with the highest yields found in LC and LCB, with mean values for both treatments of 10 770 and 11 299 kg ha<sup>-1</sup> in the years corresponding to the effects of fresh and aged biochar, respectively.

In reference to food security, the irrigation system influenced grain quality throughout the study. The highest As concentration was found in the flooded treatments, but decreased with the application of compost and especially under sprinkler irrigation systems. Also, the addition of biochar reduced As bioaccumulation in the permanent flooding systems to unquantifiable concentrations, an effect that was maintained after its ageing in the field, increasing its commercial value. In relation to the flood irrigation system, the adoption of sprinkler irrigation led to an increase in Cd bioaccumulation in rice. However, this effect could be counteracted by the application of the amendments, reducing, in the case of biochar, its bioaccumulation in grains up to 5 times, thus allowing a simultaneous control of the bioaccumulation of metals and metalloids in rice. Bioaccumulation of Pb was also avoided with the application of biochar in all management systems, with a reduction in its concentration up to 13-fold under the effect of fresh biochar. However, Pb immobilization decreased after biochar ageing, indicating

that the application of this amendment may have to be repeated periodically to maintain its beneficial effect.

Therefore, our results suggest that the combined use of sprinkler irrigation and the application of alperujo compost or oak biochar, regardless of the tillage system, could be an efficient alternative to flood irrigation to ensure rice production viability in water-stressed regions while reducing the risk of bioaccumulation of As, Cd and Pb in the rice grain.



## Resumen

El arroz (*Oryza sativa* L.) es un alimento básico para más de la mitad de la población mundial. Sin embargo, la práctica totalidad de superficie dedicada a este cereal en la Unión Europea, se produce tradicionalmente bajo sistemas de riego por inundación y labores culturales convencionales, lo que supone un elevado consumo de agua, acumulación de metales en el arroz, degradación de suelos y elevado coste energético global. Por ello, especialmente en ambiente Mediterráneo, el cultivo del arroz con riego por inundación está en peligro de desaparición debido a su naturaleza insostenible.

El objetivo general de este trabajo es establecer las bases de conocimiento necesarias que permitan desarrollar un sistema productivo de arroz sostenible, con menor consumo de agua y mayor seguridad alimentaria mediante la utilización de enmiendas orgánicas (biochar o compost de alperujo) y riego de alta eficiencia en una región mediterránea semiárida. Como objetivos parciales se pretenden evaluar los efectos, a corto y medio plazo, que la adición de enmiendas orgánicas ejerce sobre la productividad del agua y del cultivo, y sobre la acumulación de metales pesados en el grano de arroz (calidad alimentaria), bajo diferentes sistemas de producción (riego tradicional por inundación frente a riego por aspersión y laboreo convencional frente a siembra directa).

Para la consecución de estos objetivos se han llevado a cabo dos ensayos en condiciones reales de campo en una de las zonas de mayor interés para el cultivo del arroz, Las Vegas de Guadiana (Extremadura). En el primer ensayo, y con el objetivo de determinar el efecto residual que la aplicación del compost tiene a medio plazo (4º y 5º año después de su única aplicación), se continuó con una experiencia previa que contemplaba una serie de tratamientos con tres años de antigüedad: SD (cultivo de arroz mediante técnicas de agricultura de conservación (siembra directa) con riego por aspersión y sin aplicación previa de enmiendas orgánicas; SDC (cultivo de arroz mediante técnicas de agricultura de conservación (siembra directa) con riego por aspersión y aplicación de compost de alperujo; LC (Cultivo de arroz mediante laboreo, riego por aspersión y sin aplicación previa de enmiendas orgánicas. LCC (cultivo de arroz mediante laboreo, riego por aspersión y aplicación de compost de alperujo); LCI (cultivo de arroz mediante técnicas de agricultura convencional habituales en la región (laboreo +

inundación) y sin aplicación de enmiendas orgánicas y LCIC Cultivo de arroz mediante técnicas de agricultura convencional habituales en la región (laboreo + inundación) y aplicación de compost de alperujo.

En el segundo ensayo, con el objetivo de evaluar el efecto a corto plazo del biochar procedente de restos de poda de encinas se contempló una serie de tratamientos incluyendo, además de los tres originales (sin enmienda) del 1º ensayo (SD, LC y LCI), los siguientes: SDB (cultivo de arroz mediante técnicas de agricultura de conservación (siembra directa) con riego por aspersión y aplicación el primer año de Biochar; LCB (cultivo de arroz mediante laboreo, riego por aspersión y aplicación el primer año de Biochar y LCIB (cultivo de arroz mediante técnicas de agricultura convencional habituales en la región (laboreo + inundación) y aplicación el primer año de Biochar.

La aplicación de compost y biochar condujo a una mejora de las propiedades físicas, físico-químicas y biológicas de los suelos, destacando el aumento en el contenido de carbono orgánico total, el pH y la actividad deshidrogenasa. En términos de rendimiento agronómico, con respecto a los tratamientos originales de ambos ensayos, entre LCI y SD no existieron diferencias significativas, con 8 140 kg ha<sup>-1</sup> como valor medio en el estudio. No obstante, el riego por aspersión permitió un ahorro del 55 % del consumo total de agua aplicada en referencia al riego por inundación. La aplicación de biochar fresco produjo aumentos significativos en el rendimiento de los tratamientos bajo sistemas de laboreo, encontrando las mayores producciones en LC y LCB, con valores medios para ambos tratamientos de 10 770 y 11 299 kg ha<sup>-1</sup> en los años correspondientes a los efectos del biochar fresco y envejecido, respectivamente.

En referencia a la seguridad alimentaria, el sistema de riego influyó en la calidad del grano durante todo el estudio. La mayor concentración de As se encontró en los tratamientos de inundación, pero disminuyó con la aplicación de compost y especialmente bajo sistemas de riego por aspersión. También, la adición de biochar redujo la bioacumulación de As en los sistemas de inundación permanente a concentraciones, incluso, no cuantificables, efecto que se mantuvo después de su envejecimiento en el campo, aumentando su valor comercial. En relación con el sistema con riego por inundación, la adopción del riego por aspersión supuso un aumento de la bioacumulación

de Cd en el arroz. No obstante, este efecto pudo ser contrarrestado con la aplicación de las enmiendas reduciendo, en el caso del biochar, su bioacumulación en granos hasta 5 veces permitiendo, por tanto, un control simultáneo de la bioacumulación de metales y metaloides en el arroz. La bioacumulación del Pb también se evitó con la aplicación de biochar en todos los sistemas de manejo, con una reducción en su concentración hasta 13 veces bajo el efecto del biochar fresco. Sin embargo, la inmovilización de Pb disminuyó después del envejecimiento del biochar, indicando que la aplicación de esta enmienda podría tener que repetirse periódicamente para mantener su efecto beneficioso.

Por tanto, nuestros resultados sugirieron que el uso combinado de riego por aspersión y aplicación de compost de alperujo o biochar de encina, independientemente del sistema de laboreo, podría ser una alternativa eficiente al riego por inundación para garantizar la viabilidad productiva del arroz en regiones con estrés hídrico reduciendo, al mismo tiempo, el riesgo de bioacumulación de As, Cd y Pb en el grano de este cereal.





# **Capítulo I. INTRODUCCIÓN**



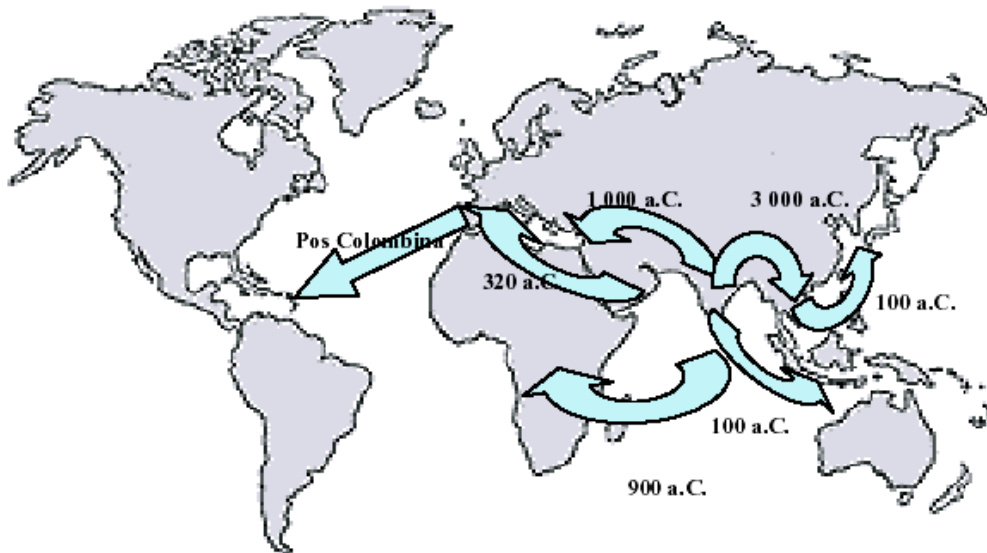
## I.1. El cultivo del arroz

### I.1.1. Origen

Los orígenes del arroz no se han podido establecer con exactitud, países como China, Japón y Corea se adjudicaron su origen; sin embargo, estudios morfológicos señalan su procedencia en China. La literatura china sitúa el origen del arroz 3 000 años antes de Cristo (a.C.), cuando se consideraba su siembra como una ceremonia religiosa importante, reservada al emperador. En el valle del Yang–Tse Kiang se han encontrado restos de arroz que datan de 3 000 a 4 000 años a.C. (Angladette, 1969). Según Acevedo et al. (2006), el cultivo del arroz, *Oryza sativa* L., comenzó hace casi 10 000 años, en muchas regiones húmedas de Asia tropical y subtropical por lo que, probablemente, existieron varias rutas por las cuales se introdujeron los arroces de Asia a otras partes del mundo.

Dos especies de arroz se cultivan actualmente: *Oryza sativa* L. y *Oryza glaberrima* St. de origen asiático y africano, respectivamente. Ciertas evidencias indican que el arroz africano (*O. glaberrima*), cuyo centro de diferenciación estuvo situado en el delta del río Níger, empezó a cultivarse hace más de 3 500 años, mientras que el asiático (*O. sativa*), el más extendido, se domesticó hace más de 6 000 años en las laderas meridionales del Himalaya (Acevedo et al., 2006).

Las rutas de dispersión del arroz en el mundo son representadas en la Figura 1.1, iniciándose en el sureste asiático (India) hacia China 3 000 años a.C. Posteriormente, en el siglo I a.C, se extendió en Corea y Japón. También, en el mismo siglo, desde India fue llevado a las islas del Océano Índico, principalmente Indonesia y Sri Lanka. Generalmente, los cultivos domesticados en el Oriente asiático fueron difundidos a Occidente en épocas relativamente recientes. Los comerciantes árabes fueron los primeros en traer el arroz del este de Asia a Oriente Medio, cerca del siglo IX a.C. Simultáneamente, en esta época fue llevado a Egipto y otros países de África, donde sólo se cultivaba *O. glaberrima* St. La introducción del arroz a Occidente ocurrió aproximadamente 320 a.C., mientras que en América sucedió en época postcolombina, extendido por los colonizadores españoles, portugueses y holandeses.



**Figura 1.1.** Ruta de dispersión del arroz (*O. sativa* L.) (Acevedo et al., 2006).

### I.1.2. Taxonomía

El arroz es una planta monocotiledónea perteneciente a la familia de las gramíneas (Poáceas) que posee la siguiente clasificación sistemática:

Reino: *Plantae*.

Subreino: *Tracheobionta*.

División: *Magnoliophyta*.

Clase: *Liliopsida*.

Subclase: *Commelinidae*.

Orden: *Poales*.

Familia: *Poaceae*.

Subfamilia: *Bambusoideae*.

Tribu: *Oryzaceae*.

Género: *Oryza*.

Especies domesticadas: *Oryza sativa* L y *Oryza glaberrima* St.

Hasta el presente 24 especies son generalmente incluidas dentro del género *Oryza*. De éstas, las especies asiática perennes conocidas como *O. ruffipogon* y *O. nivara* (anual) son los progenitores de la especie cultivada *O. sativa* L., mientras que las especies africanas perennes (*O. barthii*) y anual (*O. breviligulata*) son los progenitores directos de la especie *O. glaberrima* St., cultivada básicamente en el oeste de África (Acevedo et al., 2006). Estas dos especies, diploides ( $2n=24$ ), son anuales y principalmente autógamas, a diferencia de las especies silvestres que pueden ser anuales o perennes, alógamas o autógamas (Vaughan et al., 2003; Montes, 2015).

De las especies cultivadas, *O. sativa* L. es la de mayor importancia económica, ya que se distribuye ampliamente en todo el mundo, incluyendo Asia, América del Norte y Sur, Unión Europea, Oceanía y centro-este de África. También presenta mayor diversidad genética, encontrándose hasta tres subespecies, las cuáles son clasificadas en base a su ecología y morfología en (Degiovanni et al., 2010):

**Índica**, cultivada en los trópicos y subtrópicos de Asia. Esta variedad presenta mayor altura que otras variedades, macollamiento denso, hojas largas e inclinadas de color verde pálido, y grano de mediano a largo. Los trabajos de mejora han producido variedades de tipo índica con estatura corta, macollamiento abundante y respuesta al nitrógeno, con rendimiento similares a las de tipo japónica.

**Japónica**, tienen hojas rectas de color verde intenso y una capacidad de macollamiento menor que la de las variedades de tipo índica, mayor respuesta al nitrógeno que la índica, son insensibles al fotoperiodo y toleran las bajas temperaturas. Sus granos son cortos y anchos.

**Javánica o bulú** son morfológicamente similares a las de tipo japónica, la diferencia reside en sus hojas, siendo más anchas y pubescentes, emiten pocas macollas, y la planta es fuerte y rígida. Estas variedades son insensibles al fotoperiodo y sus granos son aristados.

### **I.1.3. Descripción del cultivo**

#### **I.1.3.1. Morfología**

El conocimiento de la planta de arroz (*Oryza sativa* L.) y, en concreto, de su morfología, es básico para poder llevar a cabo la diferenciación de las distintas variedades. Destacan los tallos redondos y huecos compuestos de nudos y entrenudos, hojas de lámina plana y angosta, unidas al tallo mediante vainas. El tamaño de la planta puede medir desde 0,4 m (variedad enana) hasta 7m (variedad flotante) (Degiovanni et al., 2010). Los principales órganos de la planta de arroz se diferencian en:

Órganos vegetativos: raíces, tallos y hojas.

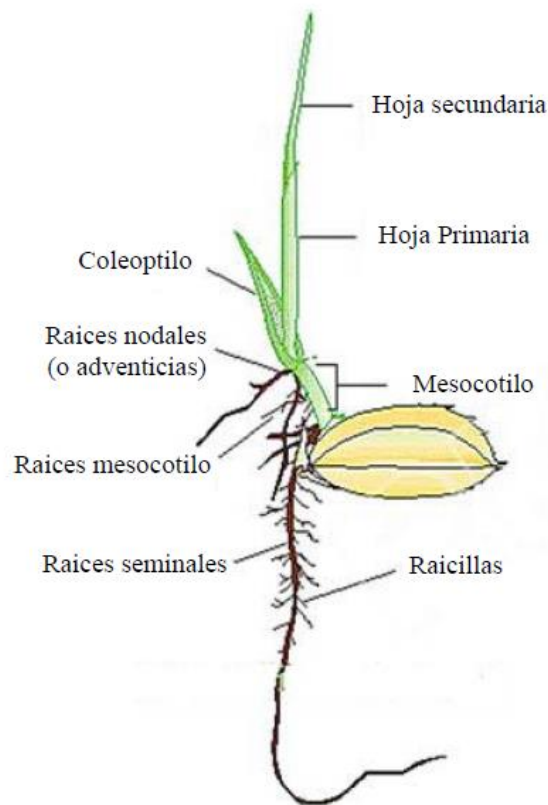
Órganos reproductores: flor y semilla

#### **Órganos vegetativos**

- **Sistema radicular**

En la planta de arroz se distinguen dos clases de raíces: seminales o temporales y adventicias o secundarias. Las raíces seminales, poco ramificadas, sobreviven escaso tiempo tras la germinación y son remplazadas por las raíces adventicias, más gruesas y fibrosas, las cuales brotan de los nudos subterráneos de los tallos jóvenes.

El desarrollo del sistema radicular, aunque es un carácter varietal definido, está determinado por el sistema de cultivo y por la naturaleza de los suelos. El sistema radicular tiene varias funciones, como servir de soporte y fijación de la planta, y la absorción de agua y nutrientes. Es por ello, que están constantemente adoptándose a su ambiente (Gu et al., 2017). Dos tercios de las raíces se encuentran a menos de 10 cm de profundidad, influyendo en su distribución tanto el manejo del agua de riego como la aireación y fertilidad. El máximo desarrollo del sistema radicular se alcanza al final del ahijamiento, cesando de absorber nutrientes cuando el grano se encuentra en estado lechoso (Aguilar, 2010).



**Figura 1.2.** Plántula de arroz (Aguilar, 2010).

- **Tallo**

El tallo está formado por una serie de nudos y entrenudos. En cada nudo se forman una hoja y una yema, esta última puede desarrollarse dando lugar a un hijo o macolla. La yema se encuentra entre el nudo y la base de la vaina de la hoja. El número total de hijos o macollas por planta es una característica varietal, que puede variar según el sistema de cultivo y el medio ambiente. Temperaturas extremas, baja fertilidad del suelo, elevada densidad de plantas, excesiva altura de lámina de agua, toxicidad en el suelo, tratamientos químicos inadecuados, entre otros, disminuyen o inhiben el ahijamiento (Aguilar, 2010).

- **Hojas**

Las hojas de la planta de arroz se distribuyen en el tallo de manera alterna a un lado y al otro. En una hoja de arroz se puede distinguir varias partes como el limbo, la vaina, la lígula y las aurículas. El limbo es la parte expandida de la hoja y se une al nudo

## *I. Introducción*

por la vaina. La vaina es la parte inferior de la hoja y envuelve el entrenudo inmediatamente superior. Las aurículas son dos pequeños apéndices, con forma de orejuelas, situado a ambos lados de la unión entre el limbo y la vaina. Por encima se puede observar una membrana triangular, denominada lígula. En floración cada tallo fértil suele tener alrededor de cinco a seis hojas verdes. Es preferible que las hojas permanezcan el mayor tiempo posible verdes con el objetivo de prolongar su actividad fotosintética.

La última hoja que nace en el tallo situada debajo de la panícula es conocida como hoja de bandera. Esta, junto con la penúltima hoja, son determinantes para la formación de la panícula y el posterior llenado de granos.

### **Órganos reproductores**

- **Panícula**

La panícula está constituida por un eje central y ramificaciones primarias, secundarias y a veces terciarias, donde se sitúan las espiguillas. Estas, están situadas por encima del nudo superior del tallo o base de panícula. Durante la floración la panícula se mantiene erecta y posteriormente con un porte más o menos colgante durante el llenado, maduración y desarrollo del grano. La longitud y densidad de la panícula difiere en función de la variedad.

- **Espiguilla**

La espiguilla es la unidad de la panícula, cada espiguilla individual contiene un conjunto de partes florales. La espiguilla está formada por dos brácteas llamadas glumas de pequeño tamaño y coloración variable. La flor se encuentra dentro de otras dos brácteas, conocidas como lema y pálea, denominadas glumillas. Sus flores son hermafroditas con seis estambres y pistilo. Cada estambre, se compone de filamento y antera, mientras que el pistilo consta de ovario, estilo y estigma. Cada espiguilla individual se inserta a la panícula mediante el pedicelo o pedúnculo.

### **Grano**

El grano de arroz es un fruto constituido por una semilla (cariópside) recubierta



por dos glumillas soldadas (pálea y lema) o cascarilla. El pericarpio es la capa más externa que rodea a la semilla. Debajo de los tegumentos seminales se encuentra el albumen o endospermo que es el órgano de reserva de la semilla. El embrión o germen se encuentra en la parte basal de la semilla.

### **I.1.3.2. Exigencias edafoclimáticas del cultivo**

El arroz es un cultivo ampliamente adaptado a diferentes ambientes. Se trata de un cultivo tropical y subtropical, y aunque la mayor producción mundial se concentra en los climas húmedos trópicos, también se puede cultivar en las regiones húmedas de los subtrópicos y en climas templados y mediterráneos.

El cultivo se extiende desde los 49-50° de latitud norte a los 35° de latitud sur. El arroz puede cultivarse desde el nivel del mar hasta los 2 500 metros de altitud (Vargas, 2010). La temperatura óptima, mínima y máxima de la planta de arroz es proporcional a la duración del ciclo vegetativo y esta difiere en el transcurso de las fases vegetativas (Montes, 2015). La temperatura óptima de germinación se considera entre 28-30 °C. La temperatura tiene mayor influencia en las primeras etapas de desarrollo, donde se produce la diferenciación de los órganos vegetativos. Posteriormente, junto a la luz, la temperatura determina la altura de planta, su desarrollo, duración de la fase vegetativa y rapidez de ahijamiento. La temperatura óptima del crecimiento de tallos, hojas y raíces se sitúa en los 25 °C. Con temperaturas superiores a la mencionada, las plantas crecen más rápido, pero los tejidos se hacen más blandos siendo más vulnerables frente a enfermedades. La temperatura mínima para florecer se considera 20 °C, siendo la óptima 26 °C. En la etapa de maduración la temperatura debe oscilar entre 20 y 28 °C, temperaturas inferiores a este rango pueden hacer disminuir el peso de los 1000 granos (Montes, 2015). También se conoce que las temperaturas elevadas nocturnas (> 27 °C) son más perjudiciales para la producción de grano que las temperaturas elevadas diurnas (Coast et al., 2015).

El cultivo de arroz puede desarrollarse en una amplia variedad de suelos. Su textura varía de arenosa a arcillosa; su pH oscila entre extremos de 3.0 y 10.0; su contenido de materia orgánica puede estar entre 1% y 50%; su concentración de sales entre 0 y 1%; y su disponibilidad de nutrientes puede ir desde deficitaria hasta contener

en exceso (Degiovanni et al., 2010).

La textura del suelo tiene un papel muy importante en el manejo del agua de riego y de la fertilización. Los suelos de textura fina dificultan las labores, pero son más fértiles al tener mayor contenido de arcilla y proporcionar más nutrientes. Además, con esta textura, el tamaño pequeño de los poros del suelo sólo permite un movimiento lento del agua; en cambio, si la textura del suelo es gruesa, el excesivo suministro de agua y de fertilizantes aumenta las pérdidas de ambos recursos por causa del lavado y de la percolación. Por otro lado, aunque el arroz soporta bien los suelos cuyo pH esté entre 4.0 y 8.4; se desarrolla mejor cuando la acidez de éstos no baja de pH 5.0 ni sobrepasa el pH 6.5 (Degiovanni et al., 2010).

### I.1.3.3. Importancia económica y distribución geográfica

#### I.1.3.3.1 Arroz en el mundo

El arroz (*Oryza sativa* L.) es uno de los cultivos alimenticios más importante ya que, además de alimentar a más de la mitad de la población mundial (Shang et al., 2022), proporciona el 20 % de las calorías diarias (Carrizo et al., 2017). Es el segundo cereal más producido en el planeta seguido del maíz (Tabla 1.1). Sin embargo, es el primero en términos de consumo humano ya que casi la totalidad del arroz producido se destina a consumo directo siendo, un alimento crucial para garantizar la seguridad alimentaria mundial (Wu et al., 2018).

**Tabla 1.1.** Producción mundial de los cereales principales en 2021 (FAOSTAT, 2022).

Cereal	Producción (t x 10 <sup>6</sup> )
Maíz	1210
Arroz	787
Trigo	771

La producción mundial de arroz con cáscara se sitúa en 787 millones de toneladas (Tabla 1.2), de las cuales 513 millones corresponden a arroz elaborado. Destaca su fuerte

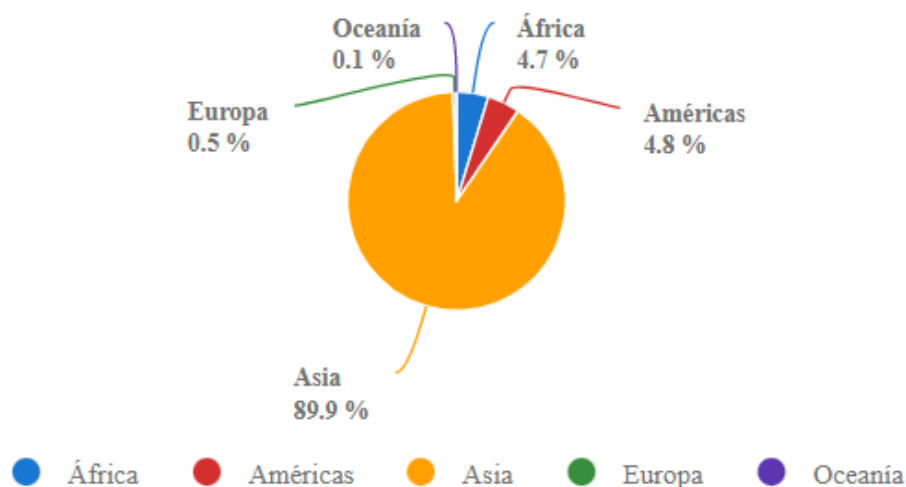
concentración en las regiones asiáticas con un 89.9 % del total frente a tan solo un 0.5 % procedente de Europa (Figura 1.3). En cuanto a superficie, este cultivo ocupa aproximadamente 165 millones de hectáreas, lo que representa un 11 % de la superficie mundial cultivable.

**Tabla 1.2.** Principales productores de arroz cáscara en el mundo (FAOSTAT, 2022).

<b>País</b>	<b>Producción (t x 10<sup>6</sup>)</b>
China	213
India	195
Bangladesh	57
Indonesia	54
Vietnam	43
Tailandia	33
Myanmar	24
Filipinas	20
Pakistán	14
Brasil	11
<b>Mundo</b>	<b>787</b>

China, India y Bangladesh son los tres principales productores de arroz en el mundo, representando en torno a un 60 % de la producción total. El arroz destaca, no solo por su importancia como alimento, sino también por su interés económico y social, proporcionando empleo a la población rural de Asia, al ser el cereal típico de este país, aunque también es ampliamente cultivado en África y América y en algunas partes de

Europa de manera intensiva.



**Figura 1.3.** Proporción de producción de arroz por regiones para el año 2021 (FAOSTAT, 2022).

#### I.1.3.3.2. Arroz en la Unión Europea

En la Unión Europea la superficie dedicada al cultivo de arroz se sitúa en 408 000 hectáreas con una producción media de 2.64 millones de toneladas de arroz cáscara. Dentro de esta, destacan dos países mediterráneos como principales productores de arroz, Italia y España, que ocupan la primera y segunda posición, respectivamente. Con una producción de 1.46 y 0.62 millones de toneladas, Italia y España representan el 55 y 23 %, respectivamente, del total de la producción de arroz producido en la Unión Europea (FAOSTAT, 2022).

En cuanto a superficie, Italia destaca frente al resto de países europeos con 227 040 ha, seguida de España con 84 680 ha. Le siguen a cierta distancia Grecia, Portugal, Francia, Bulgaria, Rumania y Hungría. En los arrozales europeos se cultiva sobre todo la subespecie japónica y algo de la subespecie índica, especialmente en España.

**I.1.3.3.3. Arroz en España**

De acuerdo con la última información disponible (año 2021), el cultivo de arroz en España ocupa una extensión aproximada de 85 000 hectáreas con una producción media de 624 352 toneladas de arroz cáscara, de las cuales más del 50 % se producen en Andalucía y Extremadura (Tabla 1.3). En cuanto a producción, Andalucía es la comunidad que lidera el sector con 182 004 toneladas, seguida de Extremadura y Cataluña con valores de 152 950 y 134 406 toneladas respectivamente (MAPA, 2022a).

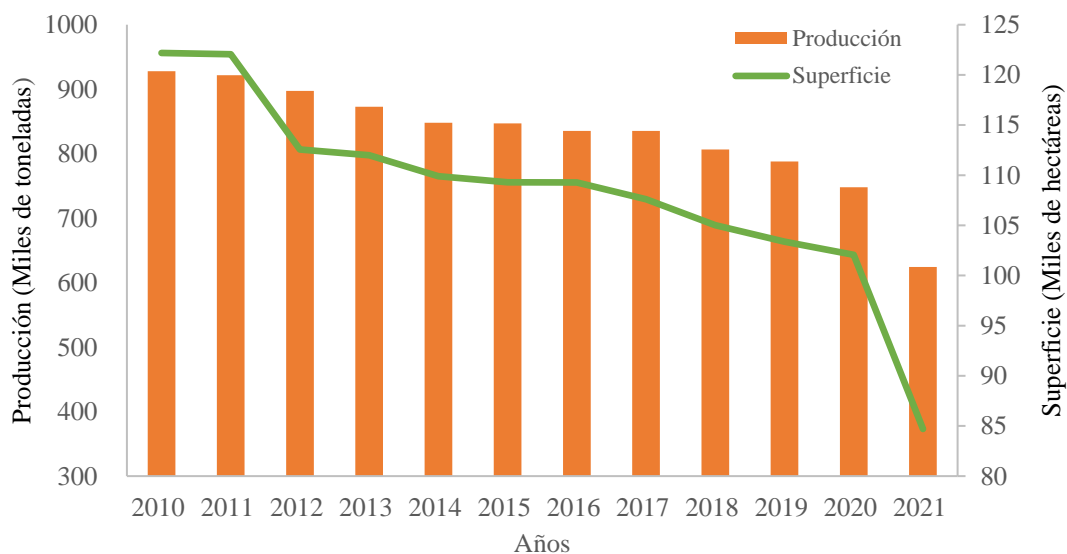
El cultivo de arroz impulsa una gran actividad económica tanto en el sector agrario, como en la industria derivada y en su comercialización. Es un sector de gran importancia social por implicar la participación de muchos actores (productores, industria, intermediarios y distribución) que desarrollan una actividad económica clave en las zonas de producción.

**Tabla 1.3.** Superficie, producción y rendimiento de arroz por comunidades autónomas en la campaña de 2021 (MAPA, 2022a).

<b>CC. AA.</b>	<b>Superficie (ha)</b>	<b>Producción (t)</b>	<b>Rendimiento (kg/ha)</b>
Andalucía	20 952	182 004	8 687
Extremadura	21 085	152 950	7 254
Cataluña	20 979	134 406	6 407
C.Valenciana	15 282	115 511	7 559
Aragón	3 973	24 417	6 146
Navarra	1 860	12 563	6 754
R. de Murcia	415	1 885	4 542
Castilla-La Mancha	106	551	5 200
Baleares	26	65	2 540
<b>España</b>	<b>84 678</b>	<b>624 352</b>	<b>7 373</b>

## I. Introducción

En 2021, la superficie nacional sembrada fue de 86 406 hectáreas, un 19 % inferior a la de la campaña anterior, siguiendo con la tendencia descendente de los últimos años (Figura 1.4). La sequía y escasez de agua para el riego causaron importantes descensos en la superficie cultivada en las principales zonas productoras del Valle del Guadalquivir (Andalucía) y Vegas del Guadiana (Extremadura).



**Figura 1.4.** Evolución de la superficie de arroz en España (MAPA, 2021).

Según datos del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación el valor de la producción en España asciende en torno a 257 millones de euros, que suponen aproximadamente el 0.49 % de la Producción de la Rama Agraria (PRA) nacional. A pesar de no suponer un alto porcentaje del valor de la producción agraria total nacional, este sector tiene una gran relevancia en las regiones en las que se concentra (MAPA, 2021). Además, España es una exportadora neta de arroz con unas cifras medias en las últimas cinco campañas (2015-2020) de 240 056 toneladas, frente a unas importaciones medias de 139 262 toneladas. No obstante, actualmente el sector atraviesa importantes problemas de rentabilidad debido, principalmente, al aumento de los costes de producción, estancamiento de los precios y escasez de agua.

#### **I.1.3.3.4. Arroz en Extremadura**

Extremadura ocupa el segundo lugar en cuanto a producción de arroz con 152 950 toneladas. En cambio, con respecto a superficie, se posiciona actualmente en cabeza con 21 085 ha (MAPA, 2022a), concentradas principalmente en la provincia de Badajoz, y más concretamente en las Vegas Altas del Guadiana, en las proximidades de Don Benito, Medellín y Villanueva de la Serena.

El cultivo en la región de Extremadura representa un gran interés económico y social, habiendo llegado a generar una mano de obra de 234 905 peonadas al año, con una producción media de 7 250 kg ha<sup>-1</sup> y facturando, de forma directa, unos 44 millones de euros, sin contabilizar la correspondiente de las empresas de fitosanitarios o servicios relacionados. Según los últimos avances para la campaña de 2022, merece especial atención el importante descenso del arroz cultivado, como consecuencia de la acusante sequía. En el caso de Extremadura, la escasez de agua ha reducido de manera drástica el número de hectáreas destinadas al arroz, dedicándose en la última campaña tan solo 1 733 ha, representando poco más de un 8 % respecto al total de las dedicadas en la campaña anterior. Este hecho pone de manifiesto la necesidad de buscar alternativas de producción de arroz más sostenibles y adaptadas al cambio climático.

#### **I.1.4. Problemática del cultivo del arroz**

El arroz es un cultivo crucial para la seguridad alimentaria mundial, sin embargo, se cultiva tradicionalmente bajo prácticas insostenibles de laboreo intensivo y riego por inundación (Sandhu et al., 2021), situación que lleva asociado una serie de problemáticas como son, un elevado consumo de agua (Ishfaq et al., 2020), emisiones antropogénicas de metano (Qian et al., 2022), degradación de la calidad del suelo (Mondal et al., 2020), contaminación de agua por el uso de pesticidas (Gusmaroli et al., 2019) y fomento de la acumulación de metaloides y metales pesados en los granos de arroz (Alvarenga et al., 2022). A estas problemáticas se le suma la escasez de agua como una preocupación mundial cada vez mayor. El agua es el principal factor de supervivencia de todos los seres vivos, y juega un papel fundamental en la agricultura. Concretamente, más del 70 % del

## *I. Introducción*

agua dulce del mundo se destina a la agricultura y se prevé que la demanda aumente con el fin de satisfacer la seguridad alimentaria en el futuro (Bwire et al., 2022). Especial mención recibe el cultivo del arroz, el cual se desarrolla mayoritariamente bajo técnicas tradicionales de riego por inundación continua, lo cual lleva asociado un elevado consumo de agua que puede llegar a alcanzar hasta 5 000 L para la producción de 1 kg de arroz (Ning et al., 2021).

En la actualidad, continuar con el sistema tradicional de cultivo en el arroz es desde cualquier punto de vista insostenible, especialmente en las regiones mediterráneas donde los recursos hídricos son cada vez más limitados. De hecho, en la última década, la superficie cultivada de arroz en Extremadura ha sufrido un descenso del 30 % en los últimos diez años, pasando de 29 318 ha en 2011 a 21 085 ha en 2021 (MAPA, 2022a). Además, las últimas sequías en nuestra región han ocasionado que en la campaña 2022 la superficie para este cultivo haya disminuido un 94 % con respecto a la campaña de 2011.

El sistema de arroz anaeróbico se utiliza en su origen para conseguir dos objetivos principales: reducir la variación de temperaturas diarias y controlar las malas hierbas (De Barreda et al., 2021). Combatir este último objetivo es de gran importancia en el cultivo del arroz, donde las malezas se convierten en uno de sus principales enemigos. Además, teniendo en cuenta que los suelos de arroz tradicional suelen realizarse en monocultivo, diversos estudios evidencian que, tras muchos años bajo este sistema de no rotación, las malas hierbas consiguen adaptarse perfectamente a las condiciones de inundación (Becerra-Alvarez et al., 2022), generando preocupantes pérdidas de rendimiento y requiriendo un importante uso de herbicidas. Por otro lado, la aplicación continuada de herbicidas ha llevado a la evolución de malas hierbas resistentes a los mismos (De Barreda et al., 2021; Olofsdotter et al., 2000). De hecho, Extremadura es actualmente la región arrocera española con mayores problemas en cuanto a la presencia de malas hierbas y casos confirmados de resistencia (De Barreda et al., 2021). Esta situación requiere de estrategias como la rotación de cultivos y un manejo de malezas mediante el uso adecuado de pesticidas, capaces de asegurar una eficacia adecuada para obtener una producción de arroz rentable garantizando, así, la sostenibilidad del cultivo.

Con respecto a las labores de campo, el sistema tradicional de cultivo implica la



realización de una serie de labores preparatorias previas que conllevan asociados unos daños ambientales considerables (Figura 1.5). La implantación del cultivo implica, inicialmente, el nivelado de la parcela hasta alcanzar una pendiente inferior al 0.1 %. Una vez finalizado el invierno, con el fin de disgregar y homogeneizar el suelo se realizan dos pases con gradas de disco y, por último, tras la recolección del arroz, se da paso al “fangueo” del arrozal, que consiste en batir la superficie del suelo mediante unas ruedas de rejas de hierro mezclando el rastrojo y la paja procedente del cultivo anterior. Estas prácticas convencionales de laboreo intensivo agravan el problema de la sostenibilidad del cultivo, a través de la aceleración de la degradación de la materia orgánica del suelo, alteración de su estructura y la disminución de su actividad biológica comprometiendo, así, los rendimientos y la sostenibilidad del arroz (Hussain et al., 2021)



**Figura 1.5.** Nivelado (a); pase con grada de disco (b) y fangueo (c) en el cultivo del arroz.

Otra de las problemáticas asociadas al cultivo tradicional de arroz es la emisión de gases de efecto invernadero (GEI). En este sentido, la agricultura es el segundo sector que más contribuye con un 24 % a las emisiones globales de GEI (Adoukpe et al., 2021). Concretamente, el cultivo del arroz es una de las fuentes más importantes de emisiones antropogénicas, principalmente, óxido nitroso ( $N_2O$ ), metano ( $CH_4$ ) y dióxido de carbono

(CO<sub>2</sub>) (Arunrat et al., 2018). Es necesario, por tanto, implementar estrategias alternativas que minimicen o neutralicen las emisiones de GEI. Las prácticas mejoradas de manejos de cultivos, como la gestión eficiente del agua y los fertilizantes, y el uso adecuado de los residuos de cultivos, podrían ayudar a mitigar las emisiones de GEI (Islam et al., 2020c).

La acumulación de metales pesados en el cultivo del arroz es otro aspecto importante a tener en cuenta, considerando que se trata de un alimento básico para gran parte de la población. El arroz es más efectivo que otros cereales en la bioacumulación de elementos tóxicos (Khanam et al., 2020), por lo que su ingesta podría significar la incorporación de importantes niveles de As, Cd y Pb en la dieta humana. La exposición al arsénico (As) y al plomo (Pb) en los arrozales representa una grave amenaza para la salud humana a través del consumo de arroz (Wu et al., 2021). El cadmio es otro de los metales pesados preocupantes. En este sentido, el arroz es conocido por su fuerte tolerancia al Cd, pudiendo acumular altos niveles del mismo, incluso cuando sus concentraciones en el suelo son bajas (Liu et al., 2017; Chen et al., 2018). Teniendo en cuenta los problemas de salud asociados a estos elementos tóxicos, las normativas son cada vez más restrictivas. Por otro lado, la concentración de metales y metaloides en los granos de arroz se ve afectada, entre otros, por la gestión del agua (Ishfaq et al., 2020; Wu et al., 2021), por lo que cambios de manejo en el sistema tradicional del cultivo del arroz, pueden llevar implícitos cambios en la acumulación de metales pesados.

A pesar de la importancia económica y social del cultivo del arroz, la problemática asociada a las prácticas agronómicas adoptadas para su cultivo tradicional puede tener claros inconvenientes en términos de impacto ambiental (Yoo et al., 2014). Por tanto, es necesario implementar y adoptar sistemas de cultivos alternativos al sistema de manejo tradicional que mejoren los efectos beneficiosos y sostenibilidad del cultivo del arroz minimizando, al mismo tiempo, sus impactos negativos (Surendran et al., 2021).

### **I.1.5. Alternativas al sistema tradicional de producción**

#### **I.1.5.1. Arroz aeróbico**

La demanda mundial de alimentos está aumentando a consecuencia del aumento

de la población, por lo que la seguridad alimentaria es un desafío gigantesco, debido a que los recursos naturales, incluido el agua, están disminuyendo (Alauddin et al., 2020). De hecho, se estima un aumento de la población mundial hasta alcanzar 9 700 millones para 2050 y 10 900 millones para 2100 (ONU, 2019), lo que supondrá un gran desafío poder satisfacer las necesidades alimentarias futuras.

El arroz (*Oryza sativa* L.) es el cultivo con la mayor superficie cosechada en regadío, representando a nivel mundial el 30 % del total de las áreas irrigadas. Además, es uno de los cultivos alimenticios más importantes del mundo siendo alimento básico para más del 50 % de la población mundial (Champness et al., 2023; Portmann et al., 2010). Tradicionalmente, el arroz se produce en suelos inundados (condiciones anaeróbicas), dependiendo de grandes cantidades de agua (p. ej., 24 000 – 32 000 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) (Sánchez-Llerena et al., 2016). Materu et al. (2018) también puso de manifiesto los enormes requerimientos hídricos del cultivo del arroz en los sistemas tradicionales de producción, con inundación continua, con grandes pérdidas de agua por evapotranspiración, filtración, escorrentía superficial y percolación profunda. Efectivamente, la mayor parte del agua utilizada para el riego y la preparación de la tierra no está siendo utilizada directamente por las plantas para su transpiración y, por tanto, se puede considerar un consumo innecesario de agua.

Además, la cantidad mundial de agua disponible y de calidad está disminuyendo debido al aumento de la demanda de los usuarios urbanos e industriales, la colmatación de los embalses, la contaminación química, la disminución de las capas freáticas, la salinización, la producción ganadera. Además, es necesario considerar las presiones sociales y ambientales (IPCC, 2022). El cambio climático, y los eventos de sequía y elevadas temperaturas asociadas están conduciendo a una menor disponibilidad de agua dulce y, consecuentemente, a la necesidad de buscar con urgencia estrategias de gestión del agua eficientes y sostenibles. En los últimos tiempos, la sostenibilidad de los sistemas de arroz bajos sistemas de inundación están amenazados debido a la intensificación agrícola, el agotamiento de las reservas de agua y la disponibilidad limitada de agua en todo el mundo (Liu et al., 2017). Esta situación es especialmente preocupante en las regiones mediterráneas donde los recursos hídricos son cada vez más limitados, siendo necesario el desarrollo de nuevas tecnologías y sistemas de producción de arroz que

## *I. Introducción*

puedan reducir los consumos de agua sin experimentar pérdidas en el rendimiento. De hecho, como se ha comentado anteriormente, en la última campaña de arroz incluso han existido limitaciones en la dotación de agua de riego aportada a los agricultores, a consecuencia de la gravedad de la sequía.

Por tanto, el desafío actual es aumentar la productividad del agua cultivando arroz con menor aporte de agua (Sujono et al., 2011). Las técnicas de riego para el arroz con ahorro de agua se han investigado en todo el mundo con el objetivo de reducir su consumo y al mismo tiempo mantener, o incluso, mejorar los rendimientos del grano. Concretamente, el Instituto Internacional de Investigación de Arroz (IRRI) estableció un sistema de producción bajo condiciones aeróbicas con el objetivo de reducir los elevados consumos de agua del sistema convencional (IRRI, 2013).

Existen un gran número de técnicas de riego alternativas al sistema tradicional de inundación permanente, que permiten suministrar el agua necesaria al cultivo y reducir, en gran cantidad, el gasto de agua asociado al sistema tradicional de irrigación del arroz. Entre ellas destacan, el riego mediante inundaciones intermitentes (Sriphirom et al., 2020), (Ishfaq et al., 2020), riego por surcos (Sunadi et al., 2020), riego por aspersión (Sánchez-Llerena et al., 2016; Peña et al., 2022) y riego por goteo (Xu et al., 2015).

El sistema de riego intermitente es una de las técnicas utilizadas para ahorrar en el consumo de agua. Bajo este sistema, los campos están sujetos a inundaciones intermitentes (ciclos alternos de condiciones saturadas y no saturadas (Carrijo et al., 2017)). El riego por goteo permite que el agua se aplique directamente y de manera lenta sobre las raíces de las plantas mediante los emisores o goteros. Este es un sistema de riego que rara vez se aplica a cultivos muy densos como el arroz y se considera una técnica relativamente nueva para el arroz aeróbico (Bajpai y Kaushal, 2020). La producción de arroz con riego por aspersión ha sido reconocida como una práctica de manejo muy eficiente para ahorrar agua e insumos agrícolas, y puede considerarse como una alternativa interesante para ambientes mediterráneos (Mukherjee et al., 2017; Sánchez-Llerena et al., 2016). En el cultivo de arroz bajo riego por aspersión, los campos se riegan en superficie para mantener las condiciones aeróbicas próximas a la capacidad de campo.

A diferencia de la práctica tradicional del arroz anaeróbico, el aeróbico se cultiva

en suelos no saturados y sin agua estancada (Bouman et al., 2007). El arroz aeróbico ofrece oportunidades para aumentar la productividad del agua en el cultivo al reducir su uso, principalmente durante la preparación de la tierra y limitar la filtración, percolación y evaporación (Natarajan et al., 2020). Sin embargo, el cultivo bajo estas condiciones se enfrenta a nuevos desafíos, mostrando resultados muy diversos.

En el caso del sistema de riego por aspersión, Spanu et al. (2020) en un estudio de campo de 2 años bajo condiciones climáticas mediterráneas y para 26 genotipos de arroz, encontraron que los rendimientos promedio en este sistema nunca fueron estadísticamente diferentes a los obtenidos mediante inundación. Singh et al. (2018) mostraron que los sistemas de riego por aspersión presentaron rendimientos similares frente a los de inundación, aunque con un ahorro importante de agua. Otros autores, han demostrado que cultivar el arroz bajo sistemas de no inundación, es una opción de gestión beneficiosa, ya que abre el camino a una amplia gama de ventajas agronómicas y ambientales, como la reducción del agua aportada sin que el rendimiento se vea afectado (Peña et al., 2022). Por tanto, la transición de riego por inundación a riego por aspersión, además de la posible obtención de rendimientos similares reduciendo a la mitad los requerimientos de agua, podría conllevar importantes ventajas ambientales como evitar la nivelación del suelo y el uso de maquinaria agrícola específica, reducir el número e intensidad de los tratamientos contra las malas hierbas, etc. (Sánchez-Llerena et al., 2016; Spanu et al., 2020; Ferrero y Vidotto, 2004).

En contraposición, otros estudios muestran que el arroz regado por aspersión puede conducir a una disminución en el rendimiento del arroz en relación al tradicional por inundación. De hecho, Helmi et al. (2021) obtuvieron menores rendimientos bajo el sistema de riego por aspersión frente a sistemas de riego por inundación y riego intermitente, aunque estos descensos no fueron significativos. Streck et al. (2019) observaron también, bajo sistemas de riego por aspersión, una reducción del rendimiento de grano del 32 % de media respecto al sistema tradicional de inundación.

Estos resultados contradictorios podrían ser atribuidos a las distintas variedades y genotipos de arroz, características edáficas, limitaciones climáticas, además de otras prácticas agrícolas empleadas. Por tanto, identificar los factores que determinan las

## *I. Introducción*

diferencias en los niveles de rendimiento entre el manejo aeróbico y anaeróbico es un paso crucial hacia la productividad sostenible del arroz. Además, se necesitan estudios que determinen los efectos a medio y largo plazo de las alternativas de manejo del arroz en los parámetros de rendimiento para validar su efectividad, ya que la mayoría de las investigaciones exploran los efectos a corto plazo (Zhang et al., 2023).

Independiente del rendimiento obtenido, el arroz cultivado de forma no anaeróbica, como el sistema de riego por aspersión, puede reducir las necesidades de agua entre un 50 % y un 70 % en relación al cultivo con riego por inundación convencional (Kato y Katsura, 2014), este hecho es de vital importancia, ya que en la actualidad la productividad del agua, especialmente en regiones con mayor estrés hídrico, adquiere una gran relevancia, superior incluso, a la productividad del cultivo.

Por otro lado, los cultivos de arroz tienen un elevado potencial de calentamiento Global (GWP), con importantes emisiones de CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O y CO<sub>2</sub> (Rajasekar y Selvi, 2022). En este sentido, la gestión del agua es uno de los principales factores que influyen en las emisiones de GEI en los arrozales, en particular de CH<sub>4</sub> (Oo et al., 2020) y N<sub>2</sub>O (Song et al., 2021). Con los sistemas de arroz aeróbicos, además del ahorro de agua, también pueden reducirse las emisiones de GEI y, en consecuencia, el GWP (Wang et al., 2017). No obstante, la reducción en las emisiones de CH<sub>4</sub> detectada en los sistemas aeróbicos, en comparación con los anaeróbicos va acompañada, generalmente, de un aumento en las emisiones de N<sub>2</sub>O, (Fangueiro et al., 2017). A pesar de ello, las emisiones de CH<sub>4</sub>, comúnmente, representan una parte sustancial del GWP superior a las emisiones de N<sub>2</sub>O y CO<sub>2</sub> (Islam et al., 2020c). Por tanto, la identificación de técnicas de riego de manejo efectivas para los agroecosistemas es crucial para reducir el impacto de la producción de arroz en el calentamiento global, siendo las prácticas de riego más eficientes aquellas que promueven la conservación de recursos y el respeto al medio ambiente.

Otra preocupación con respecto al cultivo del arroz es su elevada capacidad para bioacumular metales y metaloides en los granos de arroz (Zulkafflee et al., 2020). En este sentido, la gestión del agua puede afectar la concentración de metales y metaloides en los granos de arroz. De hecho, bajo sistemas de riego deficitario, por ejemplo riego por aspersión, la concentración de As en el grano de arroz disminuye (Alvarenga et al., 2022;

Spanu et al., 2021). Sin embargo, a diferencia del As, la biodisponibilidad de Cd disminuye en suelos sometidos a inundación debido a que el Cd catiónico está más inmovilizado en los suelos inundados que tienen un pH más alto y potencialmente contienen sulfuros en comparación con los suelos no saturados (Moreno-Jiménez et al., 2014).

Por otra parte, además de ahorrar agua, reducir la emisión de GEI y alterar la concentración de metales pesados, el riego aeróbico, en concreto el riego por aspersión, permite al agricultor la adopción de técnicas de conservación de suelos, como la agricultura de conservación en su modalidad de siembra directa.

#### **I.1.5.2. Agricultura de conservación. Siembra directa**

En el escenario actual los suelos, especialmente los dedicados a cultivos intensivos como el arroz, además de mostrar un elevado grado de degradación de sus propiedades y un continuo deterioro de su salud, también se enfrentan a los problemas de manejo de residuos y a las emisiones GEI cuestionándose, por tanto, la sostenibilidad del sistema de producción de arroz de manera tradicional. Así, el laboreo convencional a menudo conlleva a una grave pérdida de agua y suelo, lo que produce un agotamiento de sus nutrientes, el deterioro del entorno ecológico y a la productividad insostenible de los sistemas agrícolas (Huang et al., 2018), por lo que se demanda, urgentemente, modificaciones en los sistemas tradicionales de producción de arroz que, además de un ahorro en el consumo de agua, preserven la mayor parte de los servicios ecosistémicos asociados al suelo. Como alternativa a las técnicas de agricultura convencionales mediante laboreo intensivo, surge lo que se conoce como agricultura de conservación (AC), basada en un sistema de cultivo que fomenta la mínima alteración mecánica (cultivo sin o mínimo laboreo), el mantenimiento de una cobertura permanente de los suelos (un 30 % como mínimo) con residuos de cultivos o mediante cubiertas vegetales y la diversificación de los cultivos (Gonzalez-Sanchez et al., 2019; FAO, 2023). Estas técnicas alternativas de cultivo contribuyen, entre otros, a un mayor aprovechamiento del agua y una mayor eficacia en el uso de nutrientes, mejorando por tanto la sostenibilidad del cultivo (Kassam et al., 2019).

## *I. Introducción*

La aplicación de prácticas de AC también mejora la calidad del suelo al reducir la destrucción de sus agregados, aumentar la tasa de infiltración, y el carbono orgánico del suelo mejorando, así, las propiedades edáficas al tiempo que reduce la erosión de este recurso natural no renovable (Zhang et al., 2018; Jat et al., 2020). Una de las prácticas que se lleva a cabo en la agricultura de conservación es la siembra directa (Figura 1.6). Se trata de un método alternativo de producción que, en el caso del arroz, requiere menos insumos (agua, mano de obra, combustibles, etc.) que el cultivado con laboreo convencional e inundación (Liu et al., 2015; Shi et al., 2021). En este método, las semillas se siembran directamente en el suelo no encharcado y no saturado sobre el rastrojo del año anterior. La cobertura de rastrojos como paja, por ejemplo, es beneficiosa para el suelo, presentando una serie de ventajas. En primer lugar, puede aumentar la materia orgánica (MO) del suelo y, además, la paja al ser rica en nutrientes, es un buen complemento para la fertilidad del suelo (Lv et al., 2023). Por otro lado, los restos de rastrojos en la superficie permiten una mejor infiltración de agua y menor evaporación de la misma, así como una reducción de la temperatura edáfica (Zhou et al., 2022). Sin embargo, respecto a la salinidad, otra propiedad importante del suelo, aunque algunos autores señalan que el sistema de no laboreo promueve una mayor conductividad eléctrica (CE) en relación al laboreo tradicional (Huang et al., 2022), otros consideran que los valores de CE no se ven afectados por estos sistemas agrícolas (Nyambo et al., 2021). Por tanto, la siembra directa puede ser una gran oportunidad para modificar las prácticas de producción, lograr una densidad de plantas óptima y obtener una alta productividad de agua en áreas con escasez de este recurso (Farooq et al., 2011). Además de los posibles mayores rendimientos económicos, los cultivos mediante siembra directa son más rápidos y fáciles de sembrar, requieren menos mano de obra y consumen menos agua (Bhushan et al., 2007).





**Figura 1.6.** Arroz en siembra directa (Fuente propia).

Esta práctica de no laboreo es especialmente importante en la zona mediterránea, cuyos suelos se caracterizan por un bajo contenido en MO debido, entre otras causas, a una gestión inadecuada de los mismos (Rato Nunes et al., 2008). Numerosos estudios en todo el mundo han analizado el rendimiento agronómico y la productividad del agua bajo sistemas de siembra directa. Sánchez-Llerena et al. (2016) en un experimento de campo en condiciones mediterráneas, concluyeron que el manejo bajo siembra directa mejora las propiedades del suelo y produce, consecuentemente, un aumento en el rendimiento del arroz. Yadav et al. (2020) observaron que el cultivo del arroz aplicando siembra directa requirió un 48,5 % menos de energía y emitió un 16,5 % menos de GEI en términos de CO<sub>2</sub> en comparación con laboreo tradicional, sin una disminución significativa en el rendimiento. Sin embargo, Singh et al. (2015) observaron que el rendimiento del arroz fue significativamente menor bajo el manejo de siembra directa (no laboreo) que bajo el de laboreo convencional debido al diferente nivel de infestación de malas hierbas en ambos manejos. Otros estudios han observado algunas desventajas en los sistemas de siembra directa como la compactación mecánica, acidificación y presión de malas hierbas, con la consiguiente reducción del rendimiento (Bogunovic et al., 2018; Somasundaram et al., 2020).

En cuanto al consumo de agua, el arroz cultivado mediante siembra directa tiene el potencial de reducir el aporte de agua entre un 40 y un 60 %, debido a la eliminación de pérdidas por formación de charcos, percolación y evaporación (Kumar et al., 2018). No obstante, el ahorro de agua producido bajo este sistema depende de las condiciones edafo-climáticas, el tipo de variedad y la duración del cultivo. (Ishfaq et al., 2022).

## *I. Introducción*

Otra de las ventajas de implantar siembra directa es que se trata de un método más respetuoso con el medio ambiente, contribuyendo a una reducción de la emisión de gases de efecto invernadero bajo este sistema. Así, con respecto al CO<sub>2</sub>, las operaciones de laboreo favorecen la aireación y, consecuentemente, aceleran la oxidación de MO. Sin embargo, la siembra directa al no someter el suelo a operaciones de labranza reduce los procesos de oxidación de la MO y, consecuentemente, también la emisión de CO<sub>2</sub> (González-Sánchez et al., 2012; Hussain et al., 2015). Además, las emisiones de CH<sub>4</sub> son menores en el cultivo del arroz con implantación de siembra directa que en los que aplican técnicas convencionales. Según Pandey et al. (2012) las menores emisiones de CH<sub>4</sub> bajo siembra directa son atribuidas al aumento de la densidad del suelo, resultando un menor volumen de macroporos y, por tanto, menor descomposición de MO.

El cultivo de arroz aeróbico irrigado por aspersión se puede implementar en combinación con técnicas de agricultura de conservación. Así, la siembra directa de arroz integrada con la gestión del ahorro de agua ha sido considerada como una práctica avanzada en términos de productividad, ahorro de mano de obra y eficiencia en el uso del agua (Kumar y Ladha, 2011; Chakraborty et al., 2017).

A pesar de todos los beneficios mencionados anteriormente, uno de los principales inconvenientes de la aplicación de la siembra directa es la amenaza que representan las malas hierbas bajo este manejo. El ambiente aeróbico del suelo bajo siembra directa ahorra consumo de agua, pero su ausencia puede conllevar a la pérdida de la ventaja inicial en la germinación del cultivo del arroz frente a las malezas. El periodo crítico de competencia de malezas bajo sistemas de siembra directa permanece hasta 41 días después de la siembra, sin embargo, una situación libre de malezas hasta los 70 días después de siembra sigue siendo deseable para una mayor productividad (Chauhan y Johnson, 2011). La intensa competencia por el agua, nutrientes y radiación solar que representan las malezas, reduce el rendimiento y la calidad del grano (Shekhawat et al., 2020), llegando incluso a pérdidas de rendimiento entre un 30 y 80 % (Matloob et al., 2015). Por el contrario, Hossain et al. (2021) observaron que bajo sistemas de siembra directa se induce a una reducción en el banco de semillas de malezas presentes en el suelo, señalando que un manejo eficaz sobre las malezas en estos sistemas es fundamental para la obtención de óptimos rendimientos.

Existen muchos herbicidas de preemergencia y postemergencia (para usar solos o en combinación) disponibles para el manejo efectivo de malezas en siembra directa. Sin embargo, el uso exclusivo de herbicidas químicos para el control de malas hierbas puede conducir a la contaminación ambiental (Relyea, 2005). Además, las malas hierbas pueden generar mecanismos de resistencia a los herbicidas cuando no son aplicados a la dosis requeridas (Li y He, 2020). En base a esto, se recomiendan también enfoques no químicos para el control de malezas, minimizando la dependencia excesiva de los herbicidas y contribuyendo a la sostenibilidad del planeta. La rotación de cultivos puede suponer una estrategia efectiva para combatir y controlar las malezas (Kumar et al., 2017). Entre los métodos de control alternativos al control químico también son de destacar la selección de variedades de cultivo competitivas con las arvenses, cambios en la fecha de siembra, mayor densidad de cultivo que resulte competitiva contra la maleza y prevención de la dispersión de semillas de arvenses, entre otros (Bajwa et al., 2014).

Por otro lado, la calidad del grano puede verse afectada al cambiar a sistemas de producción de arroz que reducen el consumo de agua (Ishfaq et al., 2021; Sarwar et al., 2016). De hecho, Farooq et al. (2011), destacaron la mala calidad de grano de arroz bajo sistemas de siembra directa, en cambio Ishfaq et al. (2018) observaron que el arroz bajo siembra directa tiene potencial de mantener una buena calidad del grano si se llevan a cabo las prácticas de manejo adecuadas (agua, maleza, y micro y macronutrientes). Además, las prácticas de agricultura de conservación también pueden afectar a la movilización o inmovilización de As y Cd en los sistemas de producción de arroz (Alvarenga et al., 2022). Por ejemplo, Deng et al. (2021) han observado que bajo sistemas de siembra directa se puede aumentar la distribución de Cd en las partes aéreas del arroz, aumentando el riesgo de acumulación de Cd en el grano.

En cuanto a la productividad del cultivo, como se ha mencionado anteriormente, existe cierta controversia en los resultados obtenidos en diferentes investigaciones. Mientras que a corto plazo se observan disminuciones significativas de los rendimientos en siembra directa (Song et al., 2019), otros autores muestran un aumento en los mismos en experiencias a largo plazo (Denardin et al., 2019). Estas diferencias pueden ser atribuidas a los diferentes niveles de MO, siendo mayores en experimentos con implementación de estas prácticas a largo plazo. Por tanto, la aplicación de enmiendas

orgánicas podría mejorar la productividad del arroz con implantación de siembra directa asegurando, así, su sostenibilidad bajo sistemas de producción aeróbicos en los que, además, se obtendría una mayor eficiencia en el uso del agua, particularmente en regiones cuyos suelos son pobres en MO como los de ambiente mediterráneo (López-Piñeiro et al., 2022).

### **I.1.6. Enmiendas orgánicas**

El agotamiento de los suelos agrícolas que ocurre a nivel mundial ha planteado una amplia gama de amenazas para el medio ambiente, el desarrollo agrícola y la seguridad alimentaria (Fontes, 2020; Zheng et al., 2021). Este agotamiento conlleva asociado una gran pérdida de MO en suelos de cultivo como consecuencia de una intensificación de las prácticas agrícolas, induciendo a graves consecuencias como deterioro de los servicios ecosistémicos y de la fertilidad de los suelos, procesos de degradación como erosión, desertificación, etc. (Lal, 2006).

Esta situación se agrava en suelos de clima mediterráneo y, sobre todo, semiáridos, los cuales presentan niveles de MO incluso por debajo de los propuestos como umbrales de degradación (Romanyá et al., 2007). Alrededor del 74 % de los suelos mediterráneos tienen un contenido de carbono orgánico inferior al 2 % (De Brogniez et al., 2015). Además, otra de las limitaciones de los países mediterráneos es su déficit de recursos hídricos (De Sosa et al., 2021). La aplicación de enmiendas orgánicas al suelo agrícola podría ser una opción adecuada para compensar el déficit de MO y, además, aumentar su capacidad de retención de agua provocando una mayor productividad del cultivo y del agua, especialmente en regiones donde su disponibilidad es más limitada (Haque et al., 2021).

Las enmiendas orgánicas son el resultado de la descomposición y mineralización de residuos vegetales, animales e industriales que, aplicados al suelo, pueden ayudar a mejorar sus propiedades físicas, químicas y biológicas (Islam et al., 2020a). La incorporación de enmiendas orgánicas al suelo (biocarbón, compost, estiércol...) tiene un gran potencial para gestionar la biota del suelo y mejorar su fertilidad en los sistemas

agrícolas (Lehmann et al., 2011; Rodríguez-Ramos et al., 2022) siendo, por tanto, muy útiles para la recuperación de suelos degradados, mejorar la estabilidad estructural, aumentar la capacidad de retención de agua y modificar el ciclo de nutrientes, entre otros (Abbasi et al., 2013; Haque et al., 2021).

La materia orgánica del suelo es la clave para mantener suelos fértiles y saludables, dependiendo el alcance de su importancia del tipo y uso del suelo, así como del clima existente (Tabe-Ojong et al., 2022). El funcionamiento de los suelos y su capacidad para suministrar agua, liberar gases de efecto invernadero, reducir contaminantes, reducir la degradación física y producir cosechas están profundamente influenciados por el contenido de MO (Delgado-Londoño, 2017). Por ello, el reciclaje de residuos y subproductos orgánicos mediante su aplicación al suelo es una técnica antigua pero relevante, y cada vez más popular para mantener la productividad del mismo y reducir el uso de fertilizantes inorgánicos (Santos et al., 2018), en respuesta a la búsqueda de gestión de nutrientes rentables y sostenibles (Misselbrook et al., 2012).

#### **I.1.6.1. Gestión de residuos**

El aumento de los residuos orgánicos a nivel mundial plantea un problema global que requiere soluciones urgentes. Una gestión inadecuada de los residuos puede producir impactos negativos en el medio ambiente, como la contaminación atmosférica, la contaminación de las aguas y suelo, además de contribuir al cambio climático y afectar a los ecosistemas y la salud humana. Según la ley 7/2022, de 8 de abril de residuos y suelos contaminados para una economía circular, un residuo es cualquier sustancia u objeto que su poseedor deseche o tenga la intención o la obligación de desechar. Debido a la elevada producción de residuos, es crucial una buena gestión de estos con el fin de reducir al mínimo los efectos negativos de su generación y gestión en la salud humana y medio ambiente. A nivel nacional, autonómico y local se desarrollan planes (Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos) en los cuales se define la estrategia general de gestión de residuos, así como los objetivos mínimos.

Sin embargo, la gestión de los residuos agrícolas y forestales sigue siendo una de

## *I. Introducción*

las principales preocupaciones ambientales. En este sentido, la Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, establece el orden de prioridad en las actuaciones de residuos:

- Prevención de residuos
- Preparación para la reutilización
- Reciclado
- Otros tipos de valoración, incluidas las energéticas
- Eliminación de residuos

Por tanto, es necesaria la transición hacia sistemas de producción más sostenibles cambiando el modelo que actualmente prevalece de producción lineal (recurso-producto-residuo) por un modelo circular, en el cual los residuos y subproductos se integren en la cadena de valor (Murray et al., 2017).

En las últimas décadas, la fertilización inorgánica ha sido la más utilizada, provocando una pérdida de MO nativa de los suelos, y ocasionando un deterioro de la porosidad, retención de humedad, velocidad de infiltración, estructura y aireación del suelo, entre otros. La posibilidad de no depender exclusivamente de fertilizantes inorgánicos y de disponer de fuentes exógenas de MO que puedan ser recicladas en los suelos, es una situación que otorga una enorme ventaja. Existen residuos orgánicos que contienen macro y micronutrientes necesarios para los cultivos y disponen de gran cantidad de carbono orgánico, por lo que su aprovechamiento como enmienda orgánica puede incrementar la fertilidad y productividad de los suelos. Potenciar los residuos orgánicos como enmiendas, consigue convertir un residuo en un recurso agronómico, evitando así su deposición en vertedero (Chojnacka et al., 2019). Además, con la utilización de MO procedente de desechos reciclados y aplicados a suelos se contribuye a lo que se conoce como economía circular local (Wainaina et al., 2020).

En función de su procedencia, se distinguen diferentes tipos de residuos orgánicos como son: residuos procedentes del sector primario (restos agrícolas, ganaderos, etc), generados en el sector de la industria (por ejemplo, industrias agroalimentarias) y derivados del sector servicios (depuración de aguas residuales, residuos sólidos urbanos, etc.). Este trabajo se enfoca en subproductos procedentes de almazaras (alperujo), y su

posterior conversión en compost, y en residuos agrícolas, concretamente restos de poda de encina, y su transformación en biochar. Ambos residuos se integran en la cadena de valor y se valorizan mediante su aplicación al suelo como enmiendas orgánicas.

#### **I.1.6.1.1. Compost de alperujo como enmienda orgánica**

Las industrias agroalimentarias y de procesamiento de alimentos generan importantes cantidades de aguas residuales, subproductos y desechos orgánicos, que pueden ser reutilizados como enmienda orgánica tras una serie de tratamientos (Morales et al., 2016). Un claro ejemplo de ello es el sector del aceite de oliva, una industria muy importante en el área mediterránea que produce gran cantidad de materia residual orgánico, tanto líquido como sólido, dependiendo del sistema de extracción del aceite de oliva utilizado.

Actualmente, la industria oleícola es una actividad de enorme importancia en la cuenca mediterránea, destacando España como líder mundial en superficie, producción y comercio exterior. La producción española de aceite de oliva supone el 70 % de la Unión Europea y el 45 % de la mundial (MAPA, 2022b). En España, el olivar ocupa una superficie de 2.75 millones de hectáreas de las cuáles 2.55 millones de hectáreas pertenecen a olivar de almazara (93 % del total de olivar) (Mapa, 2020). En cuanto a la producción de aceite de oliva para la última campaña 2021/2022 se situó en 1.5 millones de toneladas, concentradas principalmente en la comunidad autónoma de Andalucía y seguida de Castilla la Mancha y Extremadura (MAPA, 2022b). Estas cifras reflejan la enorme importancia del sector, no solo económica, sino también social, ambiental y territorial, generando más de 32 millones de jornales por campaña. Además, el aceite de oliva representa una importante fuente de alimentación saludable y es apreciado en todo el mundo como un integrante de la dieta mediterránea. En la extracción del aceite de oliva se genera un elevado impacto ambiental debido a la gestión inadecuada de la enorme cantidad de residuos y subproductos generados durante el proceso. Por ello, en este trabajo se plantea el uso de uno de los subproductos generados “alperujo” como enmienda orgánica tras pasar un proceso de compostaje.

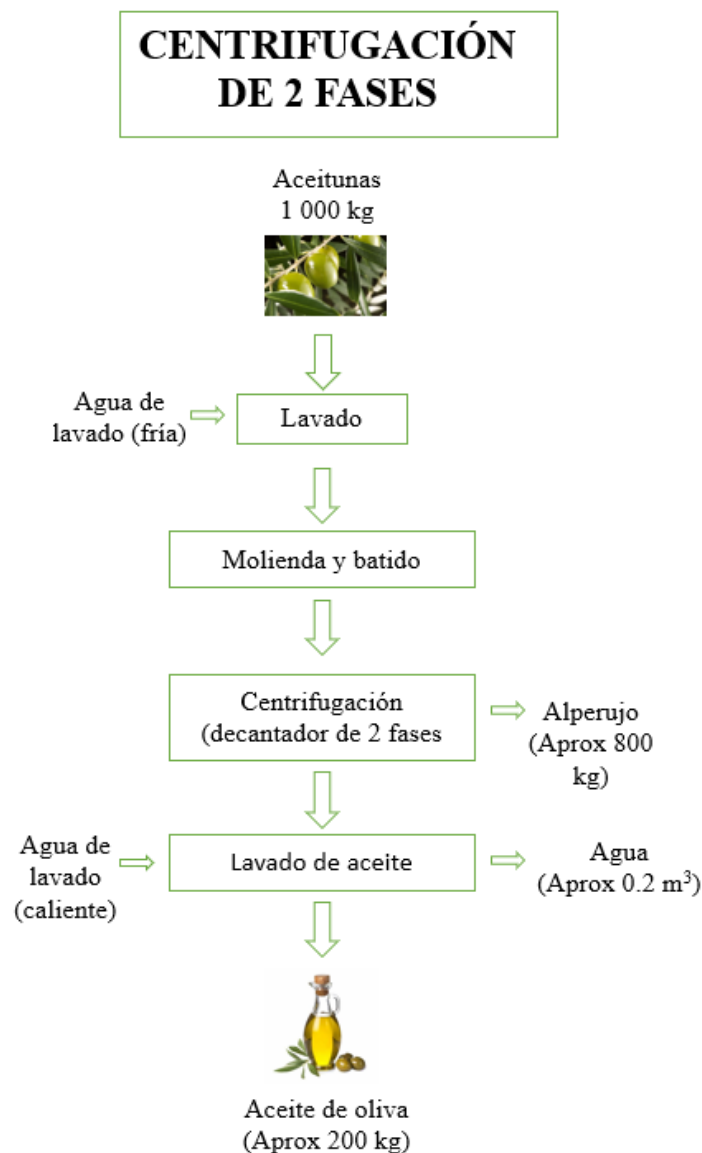
El objetivo de la industria de aceite es separar el aceite de los demás componentes

## *I. Introducción*

de la aceituna de una forma eficiente, sin alterar su composición ni sus propiedades organolépticas. Previo a la obtención del aceite, se deben seguir una serie de pasos como son los de limpieza para eliminar restos de hojas, ramas y otras impurezas, molienda en el cual se prepara la pasta que libera el aceite, batido de la aceituna que rompe la emulsión aceite-agua y por último la propia extracción.

Existen dos métodos de extracción de aceite: el discontinuo o tradicional de prensas, prácticamente en desuso y la extracción continua por centrifugación. En este último proceso se diferencian dos sistemas: el sistema de centrifugación de dos fases y el de tres fases. Tradicionalmente, la obtención de aceite de oliva en España se realizaba hasta poco más de mediados del siglo XX mediante el sistema tradicional de prensa hidráulica. Este sistema está prácticamente en desuso ya que es poco operativo, exige gran cantidad de mano de obra y presenta problemas de limpieza e higiene (Cegarra y Paredes, 2008). A partir de 1970 comienza a introducirse en España el sistema continuo de centrifugación de tres fases presentando una serie de ventajas: proceso más productivo, automatización y gran calidad del aceite (Cegarra y Paredes, 2008). El principal inconveniente del sistema trifásico es la generación de grandes cantidades de aguas residuales de almazara, siendo este un líquido muy contaminante formado por el agua de vegetación de la aceituna más el agua añadida en las diferentes etapas (Alburquerque et al., 2004). A partir de 1990, y con el objetivo de minimizar los consumos de agua y reducir la generación de aguas residuales y su carga contaminante, surge el sistema continuo por centrifugación de dos fases. Esta nueva tecnología de extracción de aceite de oliva consiste en un proceso de 2 fases que genera una parte líquida (aceite de oliva) y una parte residual sólida, alperujo (Figura 1.7). En España, el sistema de centrifugación de dos fases para la extracción de aceite de oliva reemplazó rápidamente al sistema de tres fases. La producción de aceite de oliva con este sistema de centrifugado que ahorra agua y energía representa el 75 % del total y es el sistema utilizado en más del 90 % de las almazaras españolas (Alburquerque et al., 2004).





**Figura 1.7.** Esquema del proceso de extracción de aceite con el sistema de centrifugación de dos fases (Alburquerque et al., 2004).

El consumo de agua durante el proceso de elaboración con este sistema es muy bajo, y el volumen de residuos líquidos generados también son menores en relación a los obtenidos en el sistema de tres fases, reduciéndose un 75 % el total de los residuos (Roig et al., 2006). Una de las mayores ventajas del sistema bifásico es que no se genera alpechín, sin embargo, se produce un subproducto sólido y muy húmedo llamado “alperujo”, un lodo ácido, contaminante, y con elevadas concentraciones en compuestos fenólicos (Alburquerque et al., 2004). Este residuo tiene gran repercusión

## *I. Introducción*

medioambiental, estimándose que por cada tonelada de aceituna procesada se producen en torno a 800- 850 kg de alperujo (Serrano et al., 2017). Sólo en la cuenca Mediterránea, este residuo alcanza cantidades superiores a once millones de toneladas anuales (Gómez et al., 2019). Concretamente en España se producen anualmente más de cinco millones de toneladas de alperujo derivado de las almazaras de dos fases. Esta situación se acentúa en los últimos años, como consecuencia del aumento de la superficie dedicada al cultivo de olivar superintensivo, generando graves problemas de almacenamiento en las almazaras llegando, muchas de ellas, al colapso debido a la dificultad de ofrecer una rápida salida a la enorme cantidad de alperujo generado. Por tanto, es absolutamente necesario encontrar prácticas útiles que permitan la eliminación o reutilización de este subproducto.

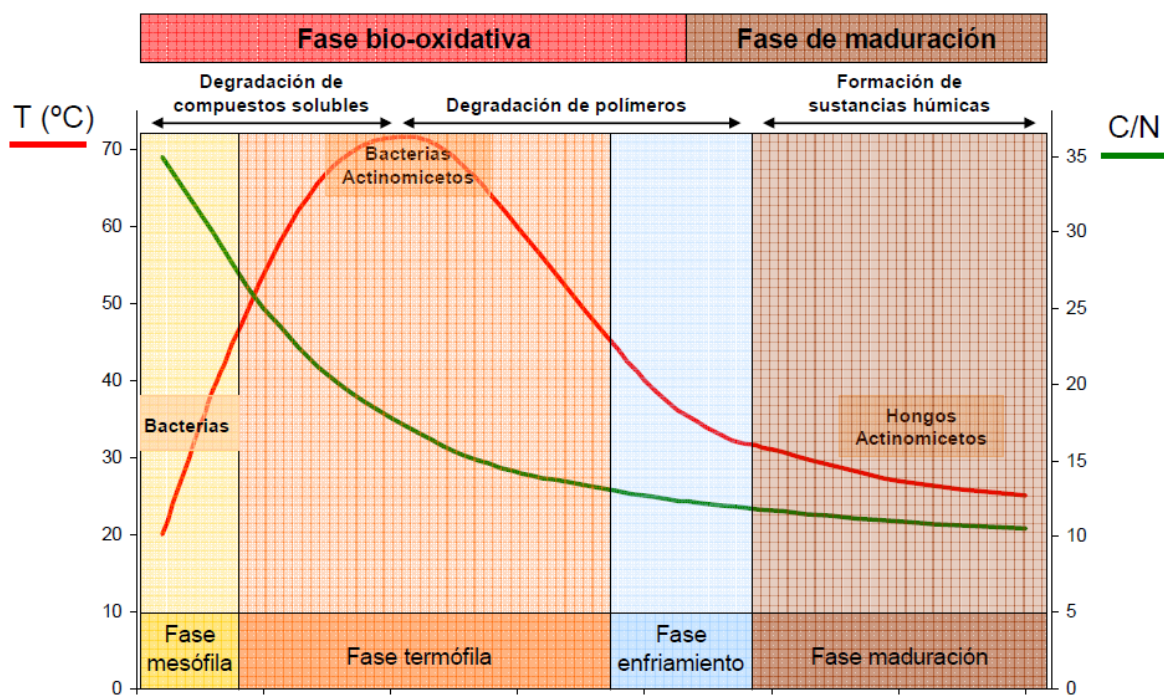
El alperujo es un material lignocelulósico muy húmedo y pastoso, de difícil manejo y transporte (Alburquerque et al., 2009). Este subproducto contiene un alto contenido de MO llegando a alcanzar porcentajes de 85 %, por lo que su uso como enmienda orgánica puede suponer una alternativa excelente para su gestión consiguiendo, así, uno de los objetivos esenciales de la Unión Europea sobre la Estrategia Económica Circular: reutilización de los residuos (COM, 2017). Además, su uso en la agricultura podría contribuir a paliar el progresivo incremento de los procesos degradativos de los suelos y mejorar su fertilidad en el área mediterránea, valorizando un residuo como producto con valor añadido y con grandes beneficios para el suelo reduciendo, a su vez, la necesidad de fertilizantes inorgánicos.

La aplicación directa del alperujo al suelo se ha contemplado como una posible alternativa debido a su alta concentración en potasio, bajo coste y posibilidad de aprovechamiento en zonas cercanas a las almazaras evitando, así, los costes de transporte. Sin embargo, Pinho et al. (2017) demostraron que esta aplicación provocó acidez y toxicidad en los cultivos debido a la presencia de polifenoles. Igualmente, Tortosa et al. (2012) también evidenció la fitotoxicidad del alperujo que, junto con las propiedades antimicrobianas que posee, provocó grandes desequilibrios cuando se aplicó directamente sobre los suelos agrícolas. Por tanto, para evitar los posibles efectos tóxicos provocados por este subproducto orgánico, numerosos autores han propuesto el compostaje como un método adecuado para la valoración de estos residuos de almazara de dos fases (Tortosa

et al., 2017).

Según la legislación vigente, el artículo 2 de la ley 7/2022, de 8 de abril, de residuos y suelos contaminados para una economía circular, se define el compost como el material orgánico higienizado y estabilizado obtenido a partir del tratamiento controlado biológico aerobio y termófilo de residuos biodegradables recogidos separadamente. El compostaje es el proceso biológico en el que la MO se degrada aeróbicamente por la actividad metabólica de la población microbiana que habita en las materias primas y en el medio ambiente (López-González et al., 2015; Ryckeboer et al., 2003).

Se ha demostrado ampliamente que el compostaje es una tecnología factible y de bajo costo para el tratamiento de residuos y subproductos orgánicos (p. ej. Albuquerque et al., 2009), en la que se produce enmiendas y/o fertilizantes orgánicos (Tortosa et al., 2014). En el proceso de compostaje (Figura 1.8), se identifican dos fases consecutivas (Moreno y Mormeneo, 2008), la primera fase bio-oxidativa, en la cual la actividad de los microorganismos es máxima, debido a la gran cantidad de compuestos fácilmente biodegradables; y la fase de maduración o estabilización, donde la actividad de los microorganismos decae debido al agotamiento del material biodegradable. En la primera fase prevalece la mineralización de la fracción orgánica, mientras que en la segunda predomina la polimerización y condensación de compuestos húmicos, dando lugar al compost. Dentro de la fase bio-oxidativa existen tres etapas consecutivas: mesófila (10-42 °C); termófila (45-70 °C); y una segunda fase mesófila o fase de enfriamiento, previa la fase de maduración (Moreno y Mormeneo, 2008).



**Figura 1.8.** Esquema de las fases que componen el proceso de compostaje (Moreno y Mormeneo, 2008).

Diversos estudios han evaluado los efectos que la aplicación de compost de alperujo produce en las propiedades de los suelos, demostrando que esta enmienda puede aumentar su fertilidad a través de la liberación lenta de nutrientes (Albuquerque et al., 2011), influir en las actividades enzimáticas del suelo controlando parámetros de la descomposición de la MO (Panettieri et al., 2022) y modificar las propiedades químicas edáficas (Podgornik et al., 2022). Además, el compost de alperujo está prácticamente libre de metales pesados y microorganismos patógenos, a diferencia de otros residuos orgánicos, como los lodos de depuradora (Albuquerque et al., 2009; López-Piñeiro et al., 2008). En un estudio previo en el cultivo del arroz, Peña et al. (2022) mostraron que la aplicación de compost de alperujo, mejoró las propiedades de los suelos en cuanto a cantidad y calidad de MO, pH, actividades enzimáticas y capacidad de retención de agua.

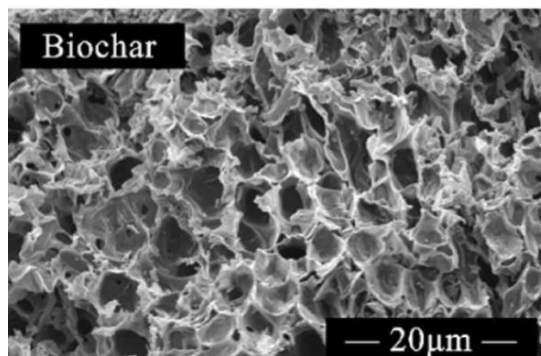
Por ello, el aprovechamiento del compost de alperujo como enmienda orgánica en el cultivo del arroz puede ser considerado como una excelente alternativa para mejorar las propiedades de los suelos asociados a este cultivo. No obstante, en su mayor parte, los estudios disponibles son a corto plazo, siendo necesarios profundizar en investigaciones

a medio y largo plazo, capaces de detectar los efectos en la productividad de las alteraciones producidas en la cantidad y calidad de la materia orgánica con el transcurso del tiempo.

#### **I.1.6.1.2. Biochar como enmienda orgánica**

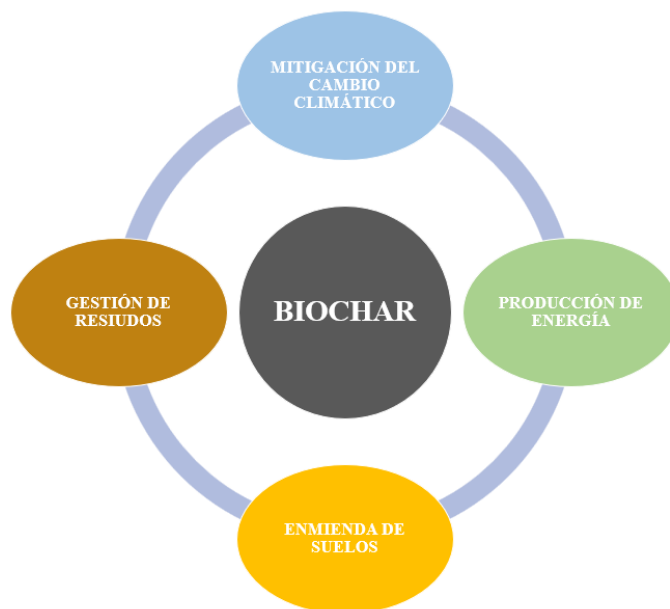
Cada vez se utilizan más los principios de la economía circular para abordar las preocupaciones globales actuales sobre el cambio climático, la escasez de recursos, la sobreproducción, gestión y procesamiento de desechos, así como otros aspectos que influyen en todos los pilares de la sostenibilidad (Papamichael et al., 2022). La producción de biochar es una alternativa atractiva para reducir el almacenamiento de residuos orgánicos y su posterior utilización como enmienda de suelos, potencia la reutilización de residuos (Wu et al., 2016). En los últimos años, el interés por las aplicaciones de biochar en el suelo ha crecido de manera muy significativa (Palansooriya et al., 2019). El biochar es un producto carbonizado de grano fino, caracterizado por un alto contenido de carbono orgánico y baja susceptibilidad a la degradación, que se obtiene a través de un proceso de pirólisis de biomasa de residuos biodegradables (Saletnik et al., 2019). El proceso de pirólisis transforma la mayor parte del carbono orgánico en una forma estable que, generalmente, es recalcitrante a la oxidación biótica y abiótica (Teutscherova et al., 2018). De hecho, a diferencia de otros tipos de enmiendas orgánicas, el biochar es altamente estable frente a la descomposición microbiana, por lo que su efecto beneficioso en los suelos en los que se aplica puede prolongarse por periodos de tiempo mucho mayores a los de otras enmiendas orgánicas (López-Piñeiro et al., 2022).

El biochar reúne ciertas propiedades únicas, como son una estructura altamente porosa (Figura 1.9), presencia de grupos funcionales que contienen oxígeno, excelente capacidad de intercambio catiónico, gran área de superficie específica, fuerte capacidad de adsorción, alta estabilidad estructural y se encuentra enriquecido con minerales (P. ej. Baskar et al., 2022; Abhishek et al., 2022).



**Figura 1.9.** Estructura porosa del biochar (Zhang et al., 2020).

Este producto sólido debido a sus propiedades físicas (porosidad, gran área superficial y alta capacidad de retención de agua), así como a sus propiedades químicas (abundancia de grupos funcionales que contienen oxígeno, carga superficial y efecto modulador del pH), está destinado a usarse como agente para la mejora del suelo y también para una amplia gama de funciones y servicios ambientales beneficiosos (Figura 1.10), incluida la mejora de la eficiencia en el uso de los recursos, la remediación y recuperación de suelos y la mitigación de los gases de efecto invernadero (López-Cano et al., 2018).



**Figura 1.10.** Principales objetivos de la producción de biochar (Lehmann y Stephen, 2009).

#### I.1.6.1.2.1 Origen del biochar

El origen del biochar se sitúa en suelos antropogénicos antiguos de la Amazonia, conocidos como “*Terra Preta*”, o tierras negras en la época de la civilización precolombina (Figura 1.11). En dichos suelos el biochar juega un papel destacado, potenciando suelos fértiles sostenibles (Glaser et al., 2002). La Terra Preta fue descrita por primera vez en los países de Occidente en 1874 por Charles F. Hart, y el interés sobre sus propiedades únicas se iniciaron durante la segunda mitad del siglo veinte. Estos suelos se crearon hace varios cientos o miles de años, manteniendo su fertilidad, en gran parte, debido a la elevada proporción de MO proporcionada por el biochar (Lehmann y Joseph, 2015), surgiendo como resultado de la modificación química y mineral de los suelos preexistentes, a consecuencia de las actividades agrícolas indígenas que habitaban en la región.



**Figura 1.11.** Comparativa de dos secciones de suelo, a la izquierda Terra Preta y a la derecha un Oxisol encontrado habitualmente en la cuenca Amazónica (Ladd et al., 2017).

El estudio de estos suelos con gran contenido de carbón vegetal determinó que presentaban propiedades excelentes, entre las que destacan, su elevado contenido de MO y carbono residente, elevado contenido nutricional, alto contenido de humedad, elevada capacidad de intercambio catiónico y gran actividad microbiana. Además, con el descubrimiento de estos suelos se comprobó que el biochar es más estable que cualquier otro tipo de enmienda orgánica (Lehmann y Stephen, 2009). A partir de estas

observaciones, surgió el interés por los beneficios aportados y las posibles líneas de investigación.

### **I.1.6.1.2.2. Fuente de biomasa para la producción de biochar**

El uso de biomasa procedente de residuos para la producción de biochar es una forma efectiva de transformarlos en una sustancia útil de mayor valor (Perea-Moreno et al., 2019; Saletnik et al., 2022). Se entiende como biomasa a toda la materia orgánica existente en la biosfera, ya sea de origen vegetal o animal, así como aquellos materiales obtenidos a través de su transformación natural o artificial (Mehedintu et al., 2018; Perea-Moreno et al., 2019). El biochar se puede producir a partir de numerosos materiales de diferentes orígenes, por ejemplo, cultivos energéticos (Qian y Chen, 2013; Saletnik et al., 2019). Otros materiales utilizados en la producción de biochar podrían incluir lodos de aguas residuales, desechos de industrias de procesamiento de alimentos y desechos de aves y estiércol de ganado (Ibarrola et al., 2012). Hay que destacar, que la elección de la materia prima para la producción de biochar depende, entre otros, de factores económicos y logísticos (Saletnik et al., 2019). En relación con la biomasa vegetal, los investigadores han destacado el uso de fuentes residuales (p.ej. Antar et al., 2021), principalmente residuos forestales y agrícolas limpios, y especialmente materiales leñosos. En este sentido, los residuos procedentes de la poda de encina son materiales utilizados como biomasa lignocelulósica típica libre de cualquier elemento potencialmente peligroso.

La aplicación de biomasa lignocelulósica adquiere gran interés debido a sus propiedades renovables, accesibilidad y rentabilidad (Rathour et al., 2022). Así, extensas zonas del suroeste de países mediterráneos como España y Portugal cuentan con un importante sistema socioeconómico agroforestal, la dehesa. Se trata del sistema agrosilvopastoril más característico de Europa, con 2.9 millones de hectáreas solamente en España (Rebollo et al., 2014) de las cuales, la mayor parte, se encuentran en Extremadura, con un total de 1.3 millones de hectáreas, representando un 40 % de la superficie total nacional. La encina (*Quercus ilex*. L) es el árbol asociado en mayor medida a la dehesa. Sin embargo, en las últimas décadas el valor de la utilización de los residuos de poda de encina se ha reducido drásticamente, por lo que su conversión en



biochar podría potenciar el aprovechamiento de este residuo (Teutscherova et al., 2018) y al mismo tiempo mejorar las propiedades de los suelos degradados y aumentar su productividad. Según López-Cano et al. (2018) el biochar obtenido de restos de poda de encina, ofrece un alto contenido de carbono orgánico total, así como una mayor capacidad de retención de agua comparado con los mostrados en otros residuos orgánicos. Sin embargo, para un uso práctico y viable como enmienda orgánica, el biochar debe ser fácil de obtener, tener un precio razonable y poder producirse en grandes cantidades. En este sentido, el biochar procedente de restos de poda de encina se produce ampliamente a un precio razonable en diferentes países mediterráneos, por lo que podría ser factible utilizarlo como enmienda orgánica (López-Piñeiro et al., 2022).

Las propiedades y características de un biochar varían principalmente por el tipo de materia prima y la temperatura de pirólisis (Gul et al., 2015). El uso del biochar como enmienda requiere que este no presente niveles dañinos de metales o contaminantes orgánicos persistentes (IBI, 2015). Diferentes iniciativas internacionales, como la certificación IBI (IBI, 2015), y European Biochar Certificate (EBC, 2012), entre otros, han publicado directrices para identificar las principales características y cualidades del biochar y establecer estándares de calidad para su uso en la agricultura.

#### **I.1.6.1.2.3. Proceso de elaboración del biochar**

La pirólisis es un proceso de descomposición termoquímica durante el cual la biomasa se calienta en condiciones anaeróbicas o con acceso a una limitada cantidad de oxígeno (Saletnik et al., 2019). Es uno de los principales procesos de tratamiento térmico de materiales (Saletnik et al., 2022; Zan et al., 2022). En la producción de biochar, el procedimiento comienza con el secado de la biomasa, donde las moléculas se calientan aún más para liberar los materiales volátiles del sólido. La pirólisis, generalmente, se desarrolla a temperaturas entre 300 y 700 °C, y en el proceso, dependiendo de los parámetros utilizados, se obtiene como resultado tres productos principales: biochar, una materia volátil que puede condensarse en fase líquida (bioaceite) y los demás gases denominados “no condensables”. Debido a las diferencias en el uso de los parámetros del proceso (tiempo de proceso y velocidad de calentamiento), se distinguen tres tipos de

pirólisis: rápida, moderada y lenta (Varma et al., 2018).

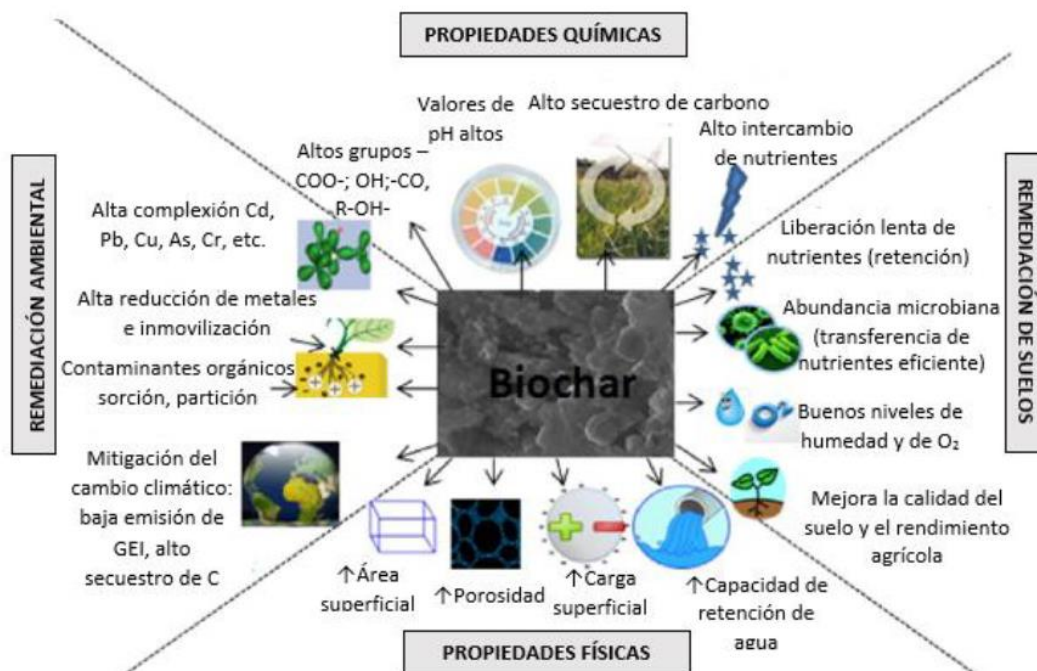
La pirólisis rápida tiene lugar a altas temperaturas (1 000 °C) con tiempos de residencia muy cortos (unos pocos segundos). Este tipo de pirólisis produce alrededor de 12 % de biochar, 60 % de bioaceite y el 20 % de gas de síntesis (Varma et al., 2018). La pirólisis moderada con temperaturas alrededor de 500 °C, temperatura final mantenida durante 10 a 20 segundos. Con este tipo de pirólisis se puede obtener aproximadamente 50 % de líquido, 20 % de sólido (biochar) y 30 % de productos gaseosos (Varma et al., 2018). La pirólisis lenta, en general, está más enfocada a la producción de biochar, produciéndose a una temperatura relativamente baja 300-600 °C, y a tiempos de residencia elevadas (horas) (Nartey y Zhao, 2014), obteniéndose con esta técnica el mayor contenido de biochar (35 %), además de un 30 % líquido y un 35 % de gas (Li et al., 2019).

#### **1.1.6.1.2.4. Características del biochar**

Como se ha especificado anteriormente, las características del biochar varían dependiendo de la materia prima y las condiciones en las que lleva a cabo el proceso de pirólisis, aunque comparten una serie de características comunes. El biochar es rico en carbono y tiene una alta proporción de C aromático (Gul et al., 2015), presentando una alta estabilidad química y biológica (Lehmann y Joseph, 2015). Los biochars son materiales porosos, poco densos y con una elevada área superficial específica (Lehmann y Joseph, 2015). Esta característica hace que los biochars, presenten una elevada capacidad de retención de agua (Ulyett et al., 2014). La composición elemental del biochar, generalmente, comprende en la mayoría de los casos más del 60 % de C, N, H y otros elementos como nutrientes, incluidos K, Ca, Na y Mg en concentraciones más bajas (Gul et al., 2015). La mayoría de los biochars son alcalinos (pH >7) y en función de la dosis de aplicación al suelo, pueden ejercer un efecto de encalado en el mismo (Van Zwieten et al., 2010).

### I.1.6.1.2.5. Aprovechamiento del biochar como enmienda orgánica en el suelo

Las preocupaciones sobre el cambio climático y la necesidad de mejorar la calidad del suelo han generado mucho interés en el biochar, una forma de materia orgánica carbonizada derivada de la biomasa que, cuando se aplica al suelo de manera deliberada, tiene el potencial de mejorar la captura de carbono y conservar o mejorar la productividad del mismo (Papamichael et al., 2022). El biochar en el suelo ayuda a mitigar los efectos adversos de clima extremo en el sistema suelo-planta y, por tanto, podría ser una interesante alternativa para ayudar a fortalecer de manera sostenible la seguridad alimentaria (Kumar et al., 2022). Su aplicación como enmienda del suelo ha sido propuesta por numerosos investigadores en el contexto del manejo integrado de nutrientes, siendo extensamente estudiado en los últimos años, y evidenciando tener un efecto positivo sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, actuando como fertilizante y alterando la carga de contaminación potencial (Palansooriya et al., 2020). En la Figura 1.12. se plasma de forma general las propiedades físicas y químicas del biochar, y sus efectos positivos de carácter agronómico y ambiental, y como remediador del suelo.



**Figura 1.12.** Características del biochar y sus efectos positivos (Oliveira et al., 2017).

## *I. Introducción*

Diversos estudios han demostrado el potencial del biochar para aumentar la fertilidad del suelo y la productividad de los cultivos, mediante la mejora del almacenamiento de carbono orgánico edáfico, la disponibilidad de nutrientes y humedad, la mejora de los suelos ácidos, y la estimulación de la actividad y diversidad microbiana (Lehmann y Joseph, 2015; Chen et al., 2020). Su aplicación puede también aumentar la capacidad de intercambio catiónico y aliviar los problemas de salinidad (Hannet et al., 2021). Además, este compuesto también se caracteriza por ejercer propiedades hidrológicas favorables para la producción de cultivos, además de mejorar la estructura del suelo, porosidad y reducir el riesgo de erosión (Haque et al., 2021; Jien y Wang, 2013). Señalar, también, que el biochar no solo podría mejorar la salud general del suelo, sino que también contribuir a la mitigación del cambio climático mediante el secuestro de carbono (He et al., 2021).

Como material poroso rico en carbono, el biochar contiene elevados porcentajes de C aromático condensado y bajos de oxígeno, siendo este altamente resistente a la descomposición (Tomczyk et al., 2020). De hecho, la naturaleza recalcitrante del biochar hace que pueda persistir en el suelo de 1 000 a 10 000 años (Palansooriya et al., 2019). Su aplicación al suelo aporta un color oscuro que puede favorecer la absorción de las radiaciones solares y reducir el albedo, aumentando la temperatura (Genesio et al., 2012). La humedad podría verse afectada por este aumento de temperatura, pero este efecto está compensado por la alta capacidad de retención de agua que posee el biochar (Genesio et al., 2012).

Por otro lado, el biochar reduce la movilidad de los metales pesados (Beesley et al., 2010; De la Rosa et al., 2022), debido a su alta capacidad de intercambio catiónico, pH alcalino, estructura, microporos y sus grupos funcionales. Numerosos autores han sugerido que la adición de este compuesto resulta ser una estrategia adecuada para la recuperación de suelos contaminados con metales pesados (De la Rosa et al., 2022; Kokab et al., 2021). Sin embargo, la interacción de los metales con el suelo puede variar dependiendo de factores como el tipo de suelo enmendado, materia prima del biochar, temperatura de pirólisis, metal pesado y la cantidad total de biochar agregado (Kuppusamy et al., 2016).

En cuanto a la productividad de los cultivos, la aplicación de biochar muestra resultados variables según el tipo de biochar, la dosis de aplicación, las propiedades del suelo y las condiciones ambientales generando, en su mayoría, respuestas positivas, pero también negativas (Albuquerque et al., 2014). Dos de los principales mecanismos que podrían causar una mejora de rendimiento podrían obedecer a su efecto de encalado y a la influencia en la capacidad de retención de agua (Jeffery et al., 2011). Concretamente en suelos de arroz, Liao et al. (2021) mostraron que el uso de biochar como enmienda es una técnica prometedora tanto para aumentar el rendimiento, con un incremento del 9 %, como para reducir el calentamiento global potencial, con una disminución aproximada del 14 %. Liu et al. (2022) comprobó también que la aplicación de biochar es muy efectivo para mejorar los rendimientos del arroz en sistemas con riegos que reducen el consumo de agua. Thammasom et al. (2016) en un estudio de arrozales obtuvieron resultados beneficiosos en el rendimiento tras la aplicación de biochar como enmienda, confirmando que su aplicación en cultivos de arroz podría ser una estrategia eficaz para mejorar la sostenibilidad y la productividad del arroz en zonas con alto estrés hídrico, como en los países mediterráneos (López-Piñeiro et al., 2022).

Sin embargo, Liu et al. (2013) mostraron que los efectos beneficiosos, derivados de la adición de biochar, en los rendimientos de cultivos de secano fueron mayores que los observados en el cultivo del arroz. Incluso, Cui et al. (2017), encontraron que los rendimientos de arroz se mantuvieron sin cambios después de las aplicaciones de biochar a las dosis de 2 y 40 t ha<sup>-1</sup> en suelos con riego por inundación. No obstante, la mayor parte de los estudios existentes sobre los efectos que la aplicación de biochar ejerce sobre el rendimiento en el cultivo del arroz, se basan en experiencias desarrolladas bajo sistemas de inundación (Chen et al., 2021), lo que podría estar limitando el efecto positivo de este compuesto sobre la estructura del suelo y las condiciones de humedad del suelo y, en definitiva, sobre los rendimientos (Liu et al., 2019). Por ello, resulta necesario profundizar en investigaciones que evalúen los efectos del biochar en cultivos de arroz que apliquen prácticas de gestión más sostenibles, como las llevadas a cabo en este estudio utilizando el riego por aspersión.

Aunque los beneficios del biochar son numerosos existe, sin embargo, cierto grado de incertidumbre de la estabilidad de este material con el tiempo. El biochar

aplicado al suelo sufre un proceso de envejecimiento natural que provoca que las propiedades varíen en comparación al material fresco (Cross y Sohi, 2013). De hecho, se ha comprobado que, en comparación con el material fresco, las propiedades de este compuesto, incluidas la superficie y el diámetro de los poros, cambian con el tiempo de permanencia en los suelos (Dong et al., 2017). Así, López-Piñeiro et al. (2022) comprobaron como el área de superficie específica del biochar aumentó tras un proceso de envejecimiento de 18 meses con respecto al fresco. Igualmente, Yi et al. (2020) observaron también que, debido a las fracturas del esqueleto, y a la modificación de la estructura porosa, el área de la superficie específica del biochar incrementó durante el proceso de envejecimiento. Otra de las modificaciones que puede sufrir el biochar tras el proceso de envejecimiento es la disminución del pH. Así, la oxidación que sufre el carbono del biochar conlleva a la formación de nuevos grupos funcionales, como ácidos carboxílicos (Ren et al., 2018), disminuyendo los sitios básicos en la superficie del biochar. De lo expuesto se desprende que los efectos del biochar en aspectos agronómicos y ambientales dependen de una complejidad de fenómenos que condicionan su alteración (Spokas et al., 2012) requiriéndose, por tanto, más investigación que evalúe sus efectos en fresco y tras experimentar un proceso de envejecimiento en el suelo que lo incorpora.

### **I.1.7. Seguridad alimentaria**

#### **I.1.7.1. Metales pesados**

Los metales pesados son un grupo de elementos químicos que presentan una densidad relativamente alta y cierta toxicidad para el ser humano. Se identifican generalmente como aquellos cuya densidad es cinco veces mayor que la densidad del agua ( $1\text{g cm}^{-3}$ ) (Jallad, 2015). Las fuentes de metales pesados en el medio ambiente pueden ser naturales, geogénicas, litogénicas y antropogénicas. Mientras que las fuentes naturales o geológicas de estos elementos en el medio ambiente incluyen la erosión de las rocas que los contienen y las erupciones volcánicas, las antropogénicas incluyen la minería, actividades industriales y agrícolas (Ali et al., 2019).

Los metales pesados se consideran tóxicos porque son contaminantes ambientales

persistentes, no se destruyen ni se degradan, aunque sus formas químicas pueden cambiar (Hasan et al., 2022). Estas características les confieren permanencia en el ambiente durante cientos de años, pudiendo acumularse en los seres vivos (bioacumulación) y transferirse a través de la cadena alimenticia (biomagnificación) (Ali et al., 2019). Respecto a su toxicidad, Ashraf et al. (2019) clasifica los metales pesados de la siguiente manera (Tabla 1.4).

**Tabla 1.4.** Clasificación de metales pesados según su nivel de toxicidad (Ashraf et al., 2019).

Metales pesados	Nivel de toxicidad
Cd, Hg, Pb, Zn, As	Extremadamente tóxico
Ni, Co, Cr, Cu, Mo	Moderadamente tóxico
Ba, Mn, Sr	Relativamente menos tóxico

En cuanto a sus funciones en los sistemas biológicos, los metales pesados se clasifican en esenciales y no esenciales. Los esenciales son importantes para los organismos vivos, pero a concentraciones muy bajas. En cambio, los no esenciales no tienen ninguna función biológica en los organismos vivos. Dentro de los no esenciales se encuentra el arsénico (As), el cadmio (Cd) y el plomo (Pb), que son tres metales pesados ubicuos con efectos nocivos para la salud humana (Jallad, 2015). Estos metales no tienen una función biológica conocida, pero pueden ser absorbidos por las plantas y ser tóxicos, incluso a bajas concentraciones (Peralta-Videa et al., 2009).

#### **I.1.7.1.1 Arsénico**

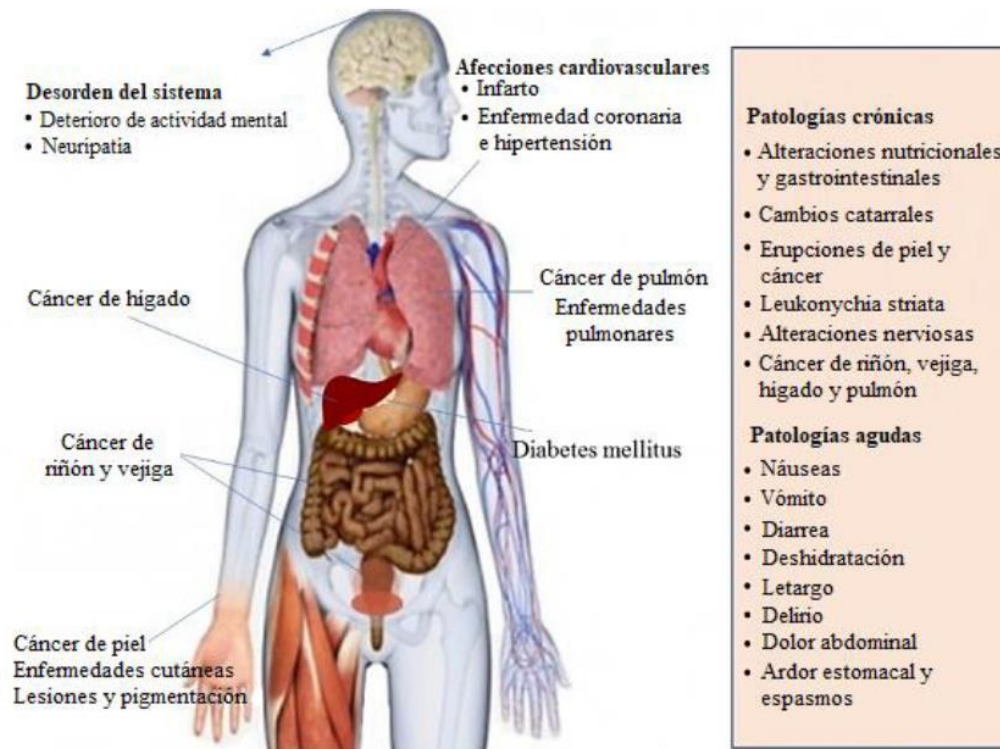
El arsénico es un metaloide de número atómico 33 y masa atómica 74.92 que se encuentra como oligoelemento en la corteza terrestre, tanto de forma orgánica como inorgánica. El acceso de As al medio ambiente es a través de fuentes naturales (geogénicas) y antropogénicas (agrícolas e industriales) (Sharma et al., 2017). Este

## *I. Introducción*

elemento está clasificado como “tóxico” y “peligroso” para el medio ambiente en la Unión Europea (UE) bajo la directiva 67/548/EEC. Tanto la UE como la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC) han identificado el As y algunos compuestos inorgánicos del mismo entre los contaminantes prioritarios (Šlejkovec et al., 2021). La toxicidad del As varía según su forma química. En general las especies químicas de As inorgánico (As (III) + As (V)) se consideran más tóxicas que las de As orgánico, como el ácido monometilarsónico (MMA) y ácido dimetilarsínico (DMA) (Šlejkovec et al., 2021). En el medio ambiente, entre los estados de oxidación del arsénico, +III y +V son los más encontrados tanto en suelo como en agua. El As (V) es la especie dominante en un ambiente oxidativo, mientras que As (III) es la especie dominante en un ambiente reductor (Sharma et al., 2017).

El As llega al cuerpo humano de varias maneras. La vía más común ha sido la ingestión, seguida de la inhalación y la absorción dérmica (Sarkar y Paul, 2016). Después del agua potable, los alimentos son la principal fuente de As inorgánico para la población en general (Flora, 2015). Los efectos de cualquier sustancia tóxica en humanos o cualquier organismo vivo son generalmente de dos tipos: toxicidad aguda y crónica (Figura1.13).





**Figura 1.13.** Patologías causadas por la intoxicación de Arsénico en humanos (Shahid et al., 2018).

La toxicidad aguda describe los efectos de cualquier toxina que hayan aparecido a partir de una sola exposición o exposiciones múltiples en un período corto de tiempo; mientras que la crónica describe los efectos tóxicos de cualquier toxina que aparece como resultado de una exposición a largo plazo (Sarkar y Paul, 2016)

Altas dosis del As con menor exposición tienen efectos menos peligrosos para la salud humana. Por el contrario, la dosis baja con exposición continua tiene efectos más peligrosos. La exposición aguda al As causa dolor abdominal, vómitos, diarrea, dolor muscular, debilidad, enrojecimiento de la piel, erupciones, calambres musculares, hiperqueratosis, melanosis, enfermedad del pie negro, daño de las respuestas motoras y sensoriales (Shahid et al., 2018). La intoxicación crónica provoca hiperpigmentación e hipopigmentación, cáncer de piel, cáncer de vejiga y pulmón y neuropatía periférica (Rahman et al., 2009). En base a la problemática asociada, es importante considerar el alcance de la acumulación de As presente tanto en alimentos como en agua.

#### **I.1.7.1.2. Cadmio**

El cadmio es un metal pesado que está presente en la corteza terrestre, de forma natural, en una concentración promedio estimada entre 0.1 y 0.2 mg kg<sup>-1</sup> (Peana et al., 2023). Raramente se encuentra en estado puro, ya que suele presentarse asociado a minerales de zinc, cobre o plomo. Se pueden encontrar altos niveles de Cd en el agua, el aire y el suelo causados por actividades industriales que podrían representar una exposición humana sustancial a este elemento (Balali-Mood et al., 2021). El Cd atmosférico se puede formar como resultado de actividades naturales, como la combustión espontánea de biomasa y las erupciones volcánicas. A pesar de su presencia natural en el planeta, no se ha encontrado ninguna función biológica para este elemento en organismos superiores (Zoroddu et al., 2019). Las fuentes antropogénicas de Cd en el medio ambiente se derivan de la fundición y refinación de cobre y níquel, la combustión de combustibles fósiles y el uso de fertilizantes fosfatados (Genchi et al., 2020).

La absorción del Cd tiene lugar principalmente por inhalación e ingestión (Genchi et al., 2020) y sus principales fuentes de exposición son la comida y el tabaco siendo, a nivel mundial, la ingesta dietética la principal vía de exposición de este elemento para la población no fumadora. En seres humanos, la exposición al Cd puede causar una variedad de efectos adversos, como disfunción renal y hepática, edema pulmonar, daño testicular, osteomalacia y daño a las glándulas suprarrenales y al sistema hematopoyético (Tinkov et al., 2018). Además, este metal pesado está clasificado por la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC) como cancerígeno para los humanos (Grupo 1) (Kim et al., 2020). De hecho, la exposición ocupacional o ambiental al Cd se ha relacionado con los cánceres de pulmón, mama, próstata, páncreas, vejiga urinaria, y nasofaringe (Mezynska y Brzóška, 2018). También, la exposición a este elemento se reconoce como uno de los factores de riesgo de la osteoporosis, aunque aún se desconocen los niveles críticos de exposición y los mecanismos exactos (Buha et al., 2019), y se ha demostrado una relación entre la exposición prenatal al Cd y el desarrollo cognitivo y renal en los fetos (Liu et al., 2019).

### **I.1.7.1.3. Plomo**

El plomo es un metal tóxico presente de forma natural en la corteza terrestre, su forma más abundante es el sulfuro. Es un elemento potencialmente tóxico que, al ser absorbido por el organismo, se acumula en sangre y huesos, así como en hígado, riñones, cerebro y piel. Sus efectos negativos para la salud pueden ser tanto agudos como crónicos (Charkiewicz y Backstrand, 2020). El plomo puede entrar en el medio ambiente de forma natural o por actividades humanas, existiendo tanto en forma orgánica como inorgánica. El Pb inorgánico se encuentra predominantemente en el polvo, suelo, pintura vieja y otros productos de uso diferentes, mientras que el orgánico (Tetra-etil Pb) se encuentra predominantemente en la gasolina con plomo, siendo ambas formas tóxicas (Kumar et al., 2020).

Este elemento está disponible en el suelo/sedimentos como un ion de metal libre, asociado con moléculas inorgánicas (p. ej.,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  y  $\text{Cl}^-$ ), y también puede existir como ligandos orgánicos (p. ej., aminoácidos, ácidos fúlvicos y ácidos húmicos). El Pb también se puede adsorber en superficies de partículas como material biológico, óxidos de hierro, partículas de arcilla y materia orgánica (Sammut et al., 2010).

El riesgo asociado con el Pb depende de sus diversas formas químicas que afectan a su toxicidad en los suelos, también relacionado con la interacción química, biodisponibilidad y movilidad (Kumbhakar et al., 2022). Este elemento puede causar en adultos cambios en el sistema nervioso (velocidad de conducción nerviosa lenta, fatiga, cambios de humor, somnolencia, trastornos de concentración, dolores de cabeza, coma), en el sistema circulatorio (aumento de la presión arterial y, en casos graves, encefalopatía), en el sistema gastrointestinal (cólico/dolor, náuseas, vómitos, diarrea y estreñimiento) y hormonas (trastornos de la fertilidad, disminución de la libido); otros efectos incluyen astringencia en la boca, e incluso la muerte (Charkiewicz y Backstrand, 2020).

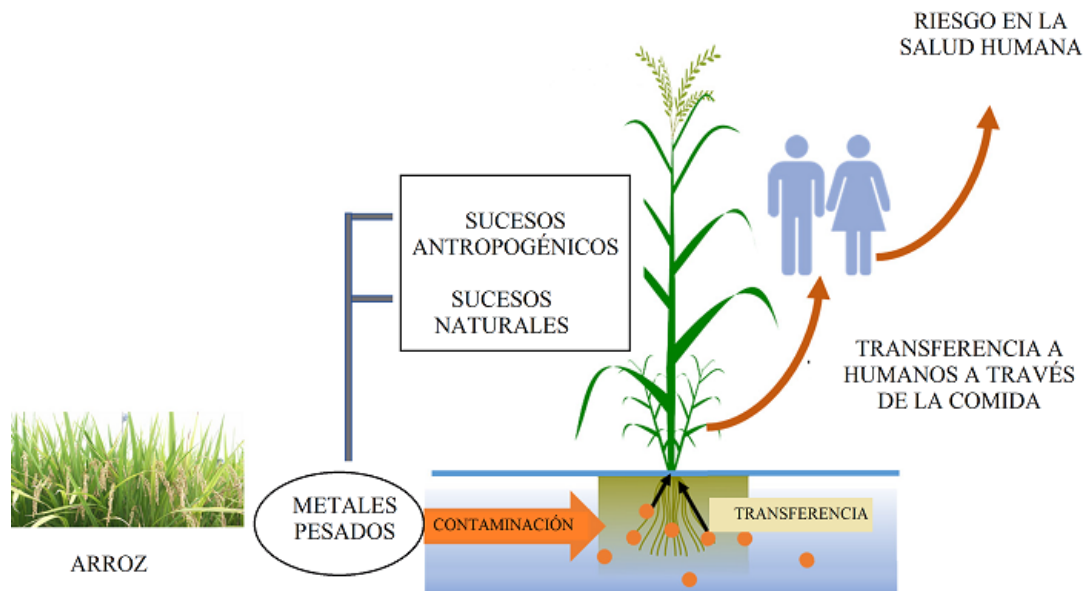
### **I.1.7.2. Concentración de metales pesados en el arroz**

La contaminación ambiental mediada por metales pesados se ha convertido en un problema global en los últimos años debido a la extensa industrialización en todo el mundo (Ahmad y Goni, 2010; Hasan et al., 2022). En este sentido, el suelo es la reserva más importante de metales pesados en el ecosistema terrestre, y sus contenidos en el medio edáfico es un importante indicador de la calidad ambiental (Franco-Uría et al., 2009; Liu et al., 2015). En los suelos agrícolas la presencia de metales pesados afecta directamente al crecimiento y productividad de las plantas y pueden representar una amenaza potencial para la seguridad alimentaria y la salud humana (Gan et al., 2019; Majumder y Banik, 2019).

La seguridad de los cultivos es un tema de prioridad en el desarrollo de la gestión sostenible del suelo, en particular, su asociación con la salud humana. La ingesta dietética es posiblemente el método de exposición a metales pesados más importantes para el ser humano (Teng et al., 2021). De hecho, la exposición a largo plazo a los metales pesados puede causar problemas de salud graves incluso cuando se ingieren en niveles mínimos (Cadar et al., 2015). La acumulación de metales pesados en las plantas puede originarse a partir de fuentes litogénicas o antropogénicas, amenazando todo el ecosistema y causando daños a la función y estructura del entorno circundante (Bhunja, 2017). También, el aumento de los niveles de metales pesados en el entorno de crecimiento de una planta puede conducir a una reducción de la fotosíntesis y, en consecuencia, de la biomasa vegetal, crecimiento, rendimiento y calidad del cultivo (Uddin et al., 2021).

El arroz (*Oryza sativa* L.) juega un papel importante en la dieta humana (Proshad et al., 2019), siendo la dieta básica para más de 3.500 millones de personas en todo el mundo (Herath et al., 2023). Como principal cereal comestible, el arroz es una de las principales fuentes de ingesta de metales pesados para los humanos (Figura 1.14) (Zhao et al., 2023). Es por ello, que los metales pesados se han discutido comúnmente como un contaminante potencial en el arroz y se clasifican como una de las principales sustancias tóxicas, debido a su alto riesgo potencial para el ecosistema y la salud humana (Zakaria et al., 2021). La contaminación de metales pesados en los campos de arroz es motivo de gran preocupación como contaminante ambiental debido a su bioacumulación en el medio

ambiente y a sus propiedades no biodegradables (Hojsak et al., 2015). Concretamente, el arroz destaca por tener una alta absorción y acumulación de Cd, Pb y As (Mohajer et al., 2020).



**Figura 1.14.** Representación esquemática de la absorción y distribución de metales pesados en el arroz (Uddin et al., 2021).

El arroz, además de ser un alimento básico para una gran parte de la población mundial, es más efectivo que otros cereales para acumular estos elementos tóxicos (Khanam et al., 2020). Esta acumulación se atribuye, principalmente, a las condiciones anaeróbicas en el suelo de los arrozales cultivados tradicionalmente con inundación, lo que se traduce en mayores tasas de movilización de los metales y una mayor biodisponibilidad (Neumann et al., 2011). En condiciones de inundación, las raíces absorben los metales pesados más fácilmente y los almacena en los granos (Jallad, 2015; Khan et al., 2010). El término de “factor de bioacumulación” se define como la relación entre la concentración de metales pesados en el grano de arroz y la del suelo (Gu et al., 2018). Los metales pesados en el suelo son absorbidos por los cultivos a través de las raíces y luego fluyen desde la columna de la raíz hasta el xilema para, finalmente, ser transportados a los tallos, hojas y granos. La transferencia directa de metales pesados al

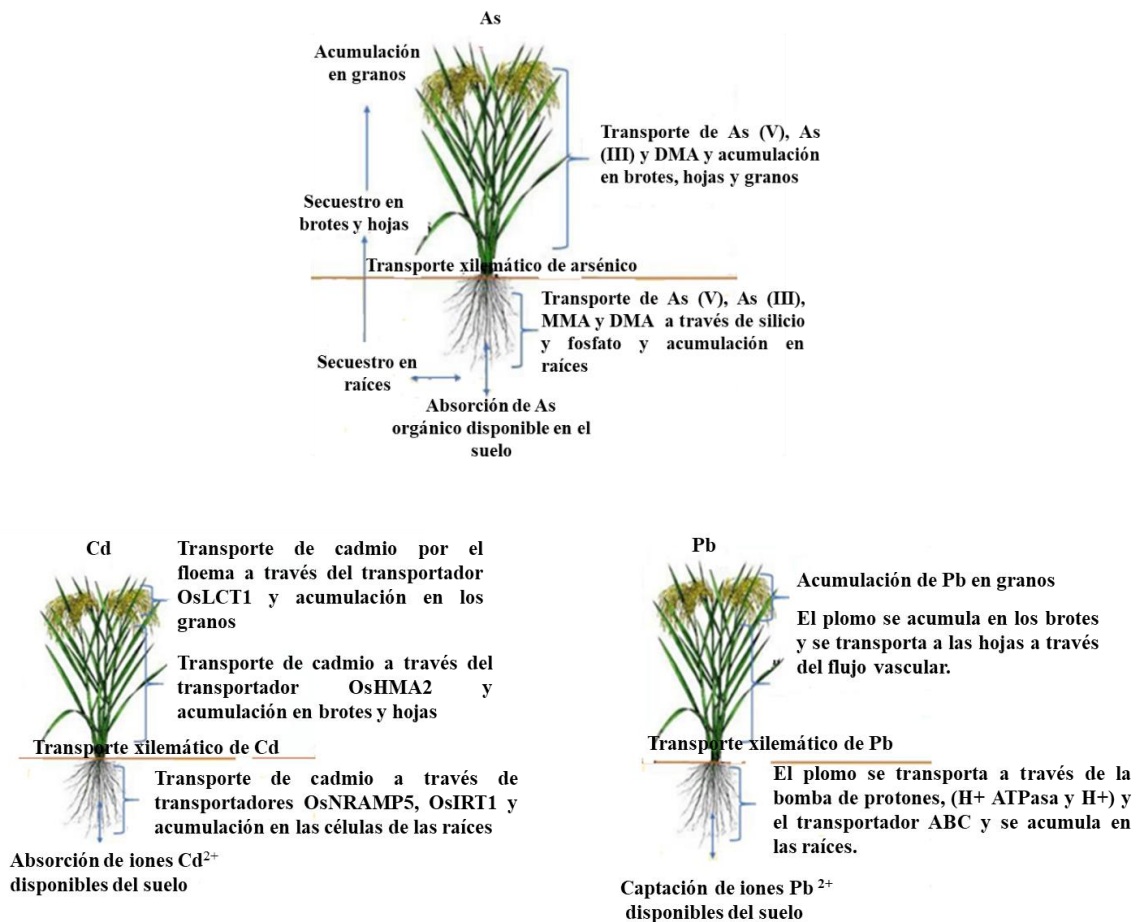
## *I. Introducción*

cuerpo humano desde partes vegetales, en el caso del arroz, es a través del grano, que es la parte comestible para el consumo y que puede representar una amenaza para la salud humana (Alloway, 2009).

La absorción del As (Figura 1.15) depende principalmente de las especies consideradas. Así, el arseniato As (V) utiliza diferentes transportadores de fosfato (Pi) que pertenecen a la familia PHT1, debido a que el P es químicamente similar al As (V) (Moreno-Jiménez et al., 2012). Sin embargo, Arsenito o As (III), debido al parecido con Si, utiliza transportadores de este elemento como Lsi1 y Lsi2, genes cuya función es transportar Si a los tejidos de los brotes y raíces (Bastías y Beldarrain, 2016).

La absorción, translocación y acumulación de metales traza potencialmente tóxicos, como el Cd, del sistema suelo-arroz (células de la raíz a los brotes) generalmente son facilitadas por transportadores ZIP (OsIRT1), proteína transportadora regulada por hierro y regulada por zinc, desplazándose el Cd desde el suelo a las partes aéreas de las plantas de arroz. El Cd se absorbe principalmente a través de las células de la raíz del arroz y, posteriormente, se traslada a otras partes (brotes y hojas), acumulándose, finalmente, en los granos de arroz (Ali et al., 2020) (Figura 1.15).

En el caso de los iones  $Pb^{2+}$ , generalmente en la solución del suelo de arrozales, pueden ingresar a las plantas a través de la absorción de agua translocada (Figura 1.15). En las plantas de arroz, la  $H^+$  ATPasa de las células de la raíz y los conductores de  $H^+$  pueden absorber directamente el Pb (Ali et al., 2020). Además, el proceso de transpiración también desempeña un papel importante en el empuje del  $Pb^{2+}$  desde la raíz hasta los brotes a través del xilema y desde los brotes hasta las hojas y granos (Ali et al., 2020).



**Figura 1.15.** Mecanismo de absorción, translocación y acumulación de As, Cd y Pb en el sistema suelo-planta (Ali et al., 2020).

Hay muchos factores que afectan a la absorción de metales pesados por las plantas, incluidos factores físicos y químicos como el pH, el potencial redox, el contenido de MO, los minerales y la estructura de los agregados del suelo (Teng et al., 2021). De forma generalizada, se acepta que la distribución, movilidad, disponibilidad biológica y toxicidad de los elementos químicos no solo se debe a la concentración total de los mismos, sino que dependen también de la forma química en la que se encuentren (Hirose, 2006). Para comprender las reacciones químicas y bioquímicas en las que intervienen es necesario conocer las especies químicas de los elementos y obtener, así, información del carácter esencial y tóxicos de los elementos químicos. Por ejemplo, la toxicidad del As está influenciada principalmente por su especiación química en el grano de arroz (Meharg

y Hartley-Whitaker, 2002), considerándose las especies de As inorgánico más tóxicas que las especies de As orgánicas como ya se mencionó anteriormente.

#### **I.1.7.2.1 Influencia del pH y contenido de materia orgánica de los suelos en la acumulación de metales pesados**

El pH edáfico afecta a la adsorción-desorción de metales pesados. El comportamiento de migración y transformación y la biodisponibilidad de los metales pesados son diferentes en respuesta a los cambios en el pH del suelo (Teng et al., 2021). A pH ácido, la capacidad de los coloides del suelo para adsorber iones metálicos cargados positivamente se debilita aumentando, así, la biodisponibilidad de los mismos en el suelo (Gu et al., 2019). Por ello, gran parte de los metales se encuentran muy disponibles a pH bajo al no estar fuertemente adsorbidos, a excepción de ciertos metales pesados como el As que posee una movilidad mayor a pH alcalino. Sin embargo, con el aumento de pH la carga negativa de los coloides edáficos aumenta y, como consecuencia, la disponibilidad de Cd disminuye, mientras que la disponibilidad de As aumenta (Singh y Srivastava, 2020).

En el caso del plomo, el pH del suelo es crucial para determinar su disponibilidad, ya que se observa una correlación negativa entre la solubilidad del mismo y el pH edáfico (Mager et al., 2011; Kumar et al., 2020). La adsorción específica de Pb es directamente proporcional al pH del suelo (Levin et al., 2020; Zulfiqar et al., 2019). A un pH bajo del suelo (3-5), la adsorción es el proceso dominante, mientras que a un pH alto (6-7), la precipitación es el proceso dominante (Zulfiqar et al., 2019).

Por otro lado, la materia orgánica del suelo contiene una gran cantidad de grupos que contienen oxígeno, como grupos carboxilos, grupos hidroxilos y grupos fenólicos. Es complejo cuantificar la contribución de la materia orgánica en la biodisponibilidad y toxicidad de los metales pesados debido a que es una mezcla compleja de componentes no definidos (Shi et al., 2017), pero al disponer de una gran cantidad de sitios de adsorción, pueden adsorber metales pesados en el suelo de manera efectiva y reducir su efectividad biológica (Yin et al., 2016). De hecho, la materia orgánica se une fácilmente



a los cationes metálicos y pueden formar fuertes complejos con ellos debido a su gran contenido de grupos funcionales, incluidos -COOH y -OH (Hu et al., 2016).

#### **I.1.7.2.2. Influencia del manejo del agua en la acumulación de metales pesados**

El manejo del agua en el cultivo de arroz puede afectar la concentración de metales y metaloides en los granos de arroz, con un impacto directo en la calidad del grano. Este hecho se debe a que diferentes sistemas de riego pueden provocar cambios en el pH y en las condiciones redox del suelo, lo que influye en la biodisponibilidad de los metales pesados al controlar su forma química (Honma et al., 2016).

Bajo condiciones de inundación, asociadas al riego anaeróbico, el As se reduce de As (V) a As (III), forma que es más móvil, lo que conlleva a una mayor fitodisponibilidad y absorción por parte de las plantas de arroz (Islam et al., 2020b). Estudios previos han demostrado un aumento en la concentración de As (III) en grano bajo riego por inundación continua, mientras que se registraron una disminución significativa bajo métodos de ahorro de agua, como riegos intermitentes y riego por aspersion (Alvarenga et al., 2022). Este hecho es atribuido a que As (V), la forma inorgánica de As más abundante en condiciones oxidantes se adsorbe fuertemente a los coloides del suelo (Honma et al., 2016). Por el contrario, los riegos por inundación pueden reducir efectivamente la translocación de Cd y, en consecuencia, su contenido en los granos de arroz (Weijie et al., 2021). Cuando el suelo se inunda durante mucho tiempo, su potencial redox disminuye y el  $Cd^{2+}$  precipita fácilmente, reduciéndose así su disponibilidad. El Cd está presente principalmente como  $Cd^{2+}$  libre en el suelo en condiciones aeróbicas, independientemente del potencial redox del suelo. Sin embargo, en condiciones de inundación, la disminución de la disponibilidad de Cd debido a la formación de sulfuro de cadmio (CdS) insoluble en el suelo, conduce a una reducción de su disponibilidad para ser absorbido por parte del arroz (Huang et al., 2021; Huang et al., 2022).

Por tanto, en suelos arroceros los comportamientos biogeoquímicos de As y Cd varían en función del potencial redox edáfico, mostrando un efecto opuesto en su movilización (Chen et al., 2018). También, el hecho de exhibir un comportamiento

## *I. Introducción*

ambiental diferente en función de los cambios en el pH edáfico, dificulta reducir simultáneamente la biodisponibilidad de ambos en el medio edáfico y en las plantas. De hecho, Moreno-Jiménez et al. (2014) evidenciaron diferentes efectos en la concentración de metales pesados en los granos de arroz sometidos a riego por aspersión. Así, mientras que en el caso del As se detectó una importante inmovilización, en el del Cd se observó el efecto contrario. La misma tendencia fue observada por Majumder et al. (2021), observándose una disminución en la concentración de As, pero un aumento en la de Cd en los granos de arroz cultivado de forma aeróbica. Sin embargo, estos resultados también suscitan cierta controversia ya que Spanu et al. (2020) en un estudio con 26 genotipos de arroz observaron una disminución en los granos de arroz, tanto en la concentración de As como en la de Cd, bajo sistemas de riego por aspersión en comparación con riego por inundación. Este hecho evidencia la necesidad de llevar a cabo un mayor número de investigaciones, que permitan desarrollar un manejo efectivo capaz de reducir la absorción de elementos tóxicos en el cultivo del arroz.

En referencia al Pb, Xia et al. (2018) encontraron que este metal podría inmovilizarse en condiciones anaeróbicas a través de la formación de sulfuro insoluble. Aun así, los estudios publicados sobre los efectos del manejo del agua de arroz en la acumulación de Pb en granos son muy limitados (Spanu et al., 2020), siendo el pH el parámetro que más afecta a su disponibilidad.

### **I.1.7.2.3. Regulaciones en la concentración de metales pesados**

La mayoría de los países han impuesto regulaciones muy estrictas para controlar los niveles máximos de elementos tóxicos permitidos en la alimentación humana y evitar, así, el consumo de alimentos con altas concentraciones de metales pesados. Por ejemplo, en la Unión Europea (UE), las concentraciones máximas permitidas de As inorgánico han sido modificadas recientemente con una normativa más restrictiva mediante el Reglamento (UE) 2023/465 de la Comisión, de 3 de marzo de 2023, pasando de un límite anterior permitido de  $0.20 \text{ mg kg}^{-1}$  en el grano de arroz (material fresco) a un límite de  $0.15 \text{ mg kg}^{-1}$ , o un límite inferior de  $0.10 \text{ mg kg}^{-1}$  en arroz blanco pulido cuando se destina a producir alimentos para lactantes. En cuanto al Pb es en el Reglamento (UE) 2021/1317,

de 9 de agosto de 2021, donde se especifican los contenidos máximos de determinados productos alimenticios, situándose el límite máximo para este elemento en el arroz en  $0.20 \text{ mg kg}^{-1}$ . Para el Cd la concentración máxima en el grano de arroz se establece en  $0.20 \text{ mg kg}^{-1}$ , referido también a material fresco (Comisión Europea, 2006).

Con referencia a los suelos, las concentraciones máximas permitidas en los suelos agrícolas en la legislación española se recogen en el Real Decreto 1051/2022, del 27 de diciembre, donde se establecen normas para una nutrición sostenible en los suelos agrícolas. La concentración máxima permitida para Cd en suelos es de  $1.0$  o  $1.5 \text{ mg kg}^{-1}$ , mientras que para Pb es de  $50$  o  $100 \text{ mg kg}^{-1}$ , dependiendo de si los valores de pH edáfico son inferiores o superiores a  $7.0$ . En el caso del As, su concentración máxima permitida no se establece para suelos agrícolas en España.

En la actualidad, los problemas por sustancias o elementos peligrosos en los alimentos han empezado a tomar una mayor relevancia debido a las mayores exigencias de inocuidad de alimentos. Como alimento el arroz es un ejemplo de ello con limitaciones cada vez más restrictivas. En consecuencia, existe una necesidad urgente de mitigar y reducir los contenidos de elementos tóxicos en los granos de arroz y garantizar así, la seguridad alimentaria. En este sentido, el uso de enmiendas orgánicas es considerado como un método eficaz para reducir la biodisponibilidad de metales pesados (Chen et al., 2015; Sengupta et al., 2021).

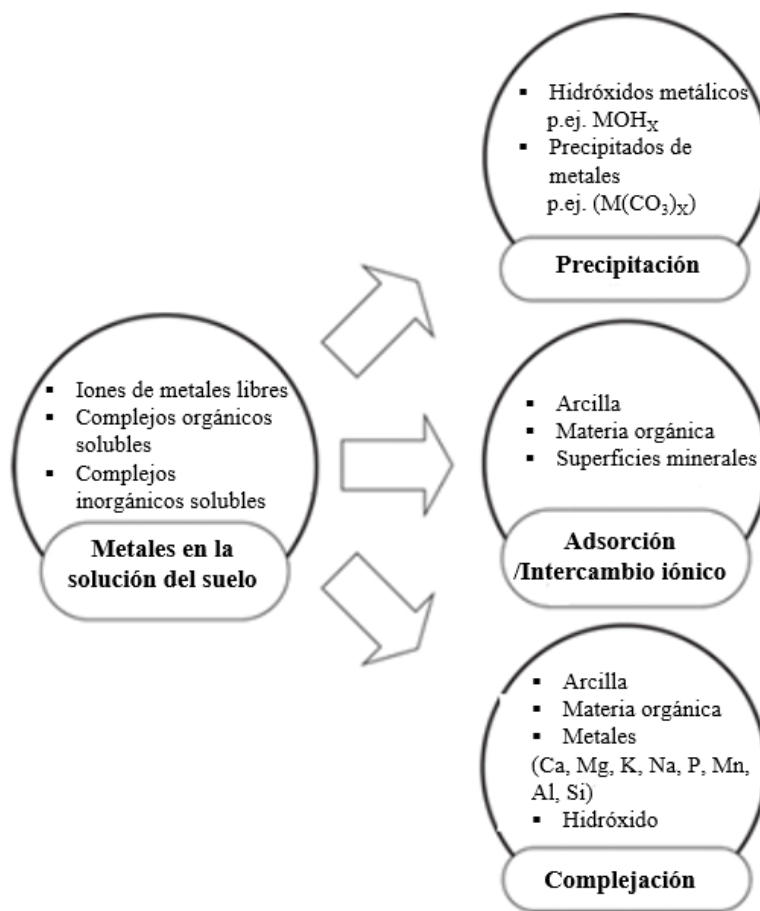
### **I.1.7.3. Adición de enmiendas orgánicas como remediación de suelos contaminados**

Debido a las diferentes actividades productivas y al crecimiento de la población, la contaminación del suelo por metales pesados se incrementa significativamente año tras año. Este hecho, provoca un aumento de la preocupación social, ya que la absorción de metales pesados por las plantas está positivamente relacionada con la concentración biodisponible de los mismos en el suelo (Xiao et al., 2017). Los metales pesados podrían afectar a la fertilidad del suelo, las actividades microbianas, la biodiversidad, el rendimiento de los cultivos y presentar riesgos para la salud humana debido a la

## *I. Introducción*

exposición dietética (Ma et al., 2015). Además, estos elementos tóxicos pueden acumularse en los tejidos de las plantas y transferirse a través de la cadena alimentaria representando un riesgo elevado para la salud animal y humana (Zhao y Wang, 2019). Como consecuencia, la remediación de suelos contaminados con metales pesados es particularmente crucial para la seguridad alimentaria y el desarrollo saludable de la agricultura sostenible (Sun et al., 2023).

Se utilizan varias técnicas de remediación como la remediación física, química y biológica, para abordar la contaminación por metales pesados (Tang et al., 2020; Li et al., 2021). Algunas técnicas presentan un coste elevado y son potencialmente peligrosas para la ecología del suelo (Hua et al., 2017) siendo necesario, por tanto, utilizar técnicas respetuosas con el medio ambiente y que supongan un bajo coste. En las últimas décadas se han desarrollado varias técnicas de remediación *in situ* y *ex situ* para remediar los suelos contaminados con metales pesados (Khalid et al., 2017). Las técnicas *in situ* se aplican directamente sobre la zona contaminante. La inmovilización *in situ* se basa en la adición de agentes inmovilizadores directamente sobre el suelo contaminado, convirtiéndose en una de las prácticas más comunes para la remediación de suelos debido al bajo costo y excelente eficiencia (He et al., 2021). En este sentido, una gran cantidad de estudios se han centrado en inmovilizar o eliminar metales pesados en el suelo con diversos aditivos orgánicos e inorgánicos (Lu et al., 2017). Se han propuesto enmiendas de suelo para remediar los suelos contaminados por diversos metales pesados (Wang et al., 2020). La función principal de las enmiendas inmovilizadoras es alterar las fases metálicas originales (fracciones biodisponibles) a fases más estables (formación de minerales metálicos estables y/o precipitados) a través de los mecanismos de adsorción, complejación y precipitación (Lwin et al., 2018). En la figura 1.16 se muestra una breve descripción general de los mecanismos comunes implicados en la inmovilización inducida.



**Figura 1.16.** Mecanismos de inmovilización de metales inducidos por enmiendas del suelo (Lwin et al., 2018).

Las enmiendas más utilizadas son materiales orgánicos naturales, como compost, lodos de depuradora, biochar, sustancias húmicas y extractos y exudados de planta; también materiales inorgánicos como cal y fosfato; y algunos quelantes químicos (Wang et al., 2020). Las dos ventajas principales de las enmiendas orgánicas en comparación con otras son su coste relativamente bajo y, además, su facilidad para la regeneración con vegetación los suelos contaminados (Lwin et al., 2018). Concretamente, las enmiendas orgánicas como el compost o el biochar se utilizan ampliamente para mejorar el suelo problemático, debido a su compatibilidad con el medio ambiente, eficiencia y viabilidad económica (Karim et al., 2022; Qian et al., 2023).

Tanto el biochar como el compost son efectivos para aliviar las limitaciones de los suelos problemáticos, como son la toxicidad causados por contaminantes, la

compactación, la baja fertilidad y la escasez de agua (Natasha et al., 2022). Su capacidad para adsorber contaminantes puede verse favorecida debido a un aumento en la cantidad de grupos funcionales en el caso del biochar, y a un aumento de la cantidad de microorganismos en el caso del compost (Wu et al., 2017).

#### **I.1.7.3.1. Biochar como inmovilizador de metales pesados**

El biochar se ha propuesto como una enmienda prometedor para la estabilización de metales pesados y metaloides en los suelos (Baragaño et al., 2021). Este compuesto posee características únicas, que lo convierte en una enmienda con excelente capacidad para adsorber contaminantes. La capacidad de adsorción de los metales pesados por parte del biochar se debe, principalmente, a la presencia de muchos grupos funcionales que contienen oxígeno y a su microestructura porosa que le confiere una gran superficie específica (Chang et al., 2019), lo que puede reducir la capacidad de migración de metales pesados en el suelo y mejorar las propiedades físicas y químicas del mismo (Rehman et al., 2017). Por tanto, el biochar puede adsorber metales pesados del medio edáfico y reducir la toxicidad de las plantas mientras aumenta su biomasa (Silva Gonzaga et al., 2019) induciendo, así, a una producción de cultivos más segura. Sin embargo, la eficacia de este proceso varía según las propiedades del suelo, las especies de plantas y el tipo de contaminante metálico (Wang et al., 2020). Además, los agentes estabilizadores que se producen a partir de residuos de cultivos (Zhao et al., 2020), como es el caso del biochar utilizado en este trabajo, explota un recurso que, de otro modo, podría desecharse mediante la quema a cielo abierto, lo que ayuda a mitigar una fuente de contaminación.

##### **I.1.7.3.1.1. Interacciones metal-biochar en el suelo**

Los diferentes orígenes de las materias primas y las diversas condiciones de pirólisis utilizadas en la producción de biochar provocan compuestos con diferentes características, lo que a su vez afecta a la unión entre el biochar y los metales. Las diferencias pueden encontrarse, por ejemplo, en el pH, contenido de carbono orgánico, capacidad de intercambio catiónico (CIC), estructura microporosa y área de superficie

específica (He et al., 2019). Estas diferencias, junto con las variaciones en las propiedades del suelo, afectarían a las interacciones metal-biochar en los suelos y, por tanto, influirían en su biodisponibilidad y movilidad (Qi et al., 2017).

En general, el biochar tiene una buena capacidad de inmovilización de los metales (loides) catiónicos al ajustar el pH edáfico, mientras que existen algunas diferencias para los metales aniónicos (Liu et al., 2021). De hecho, es menos efectivo para inmovilizar metaloides aniónicos como el As, e incluso puede llegar a aumentar su movilidad en algunos casos (Pan et al., 2021), al estimular la actividad de los microorganismos reductores del As (Qiao et al., 2018). Esto es debido a que las superficies de la mayoría de los biochars están predominantemente cargadas negativamente, y el As en el medio ambiente existe principalmente en forma de oxianiones, lo que limita la capacidad del biochar para adsorberlo (Yu et al., 2017). En su estudio Rocco et al. (2018) observaron como el biochar redujo la movilidad y biodisponibilidad de Cd, principalmente debido a un aumento del valor de pH, en cambio, observaron un aumento de las cantidades de As biodisponible. En contraposición, también existen estudios, que observaron que el biochar redujo la biodisponibilidad y la fitotoxicidad del As al controlar su naturaleza de sensibilidad redox y alterar su especiación en los suelos a formas menos disponibles (Arshad et al., 2017; Han et al., 2021).

El biochar puede inmovilizar Cd de manera efectiva debido a la adsorción y al aumento de pH del suelo (Pan et al., 2019; Islam et al., 2021a). Varios estudios confirman que las partículas de biochar son comúnmente operativas en la inmovilización de cationes de Cd en el suelo como un efecto combinado de la capacidad de unión y la alteración de pH. De hecho, estudios de campo demostraron que la aplicación de biochar a (20 y 40 t ha<sup>-1</sup>) redujo drásticamente la biodisponibilidad de metales pesados como el Cd y, en consecuencia, su concentración en los granos de arroz (Bian et al., 2013, 2014).

En el caso del plomo, el biochar ha mostrado tener efectos positivos en su inmovilización. Igalavithana et al. (2019) mostraron que el biochar derivado de residuos vegetales no solo mejoró el valor del pH del suelo, sino que también promovió la inmovilización de Pb por la fuerte acción de unión covalente de los grupos funcionales que contienen N (especialmente para -NH<sub>2</sub>) en la superficie del biochar, disminuyendo la

## *I. Introducción*

concentración de Pb. Del mismo modo, Vamvuka et al. (2018) también demostraron la enorme capacidad de los grupos funcionales superficiales del biochar en la inmovilización de Pb en el suelo. Yang et al. (2023) corroboraron que la aplicación de biochar provocó una reducción en la acumulación de Pb en el grano de arroz, mientras que promovió la acumulación de As bajo regímenes de inundación continua y regímenes de riegos intermitentes.

Generalmente el pH del biochar es alcalino, por lo que su aplicación en el suelo conlleva a un aumento de su pH y, por tanto, a una disminución de la movilidad del Pb en suelos contaminados (Igalavithana et al., 2017). Zheng et al. (2015) en un estudio en condiciones de campo comprobaron como la adicción de biochar inmovilizó efectivamente Cd, Zn y Pb en suelo de arroz. Sin embargo, aumentó la movilidad del As del suelo, aunque sin aumento significativo de sus concentraciones en el grano de arroz. Algunos estudios a corto plazo mostraron una reducción notable en el contenido de Pb en los granos de arroz tras la aplicación de biochar como enmienda; sin embargo, sus efectos a largo plazo sobre la inmovilización del Pb y su reacción con el biochar no son del todo conocidas (Zhang et al., 2013). Además, hay que señalar que la mayoría de los estudios existentes para analizar los efectos de enmiendas como remediador hacen referencia a suelos contaminados con altas concentraciones de elementos tóxicos, cuando la mayor parte de los suelos dedicados al cultivo del arroz en ambiente mediterráneo carecen de metales pesados a concentraciones elevadas.

Por otro lado, el envejecimiento del biochar también puede mejorar su capacidad para estabilizar metales pesados en el suelo. El biochar se oxida con el tiempo, lo que promueve aumentos en los grupos carboxilos y en la carga negativa neta que genera su capacidad de intercambio catiónico (Bian et al., 2014). Por tanto, puede haber un efecto a largo plazo del biochar en la estabilización de metales pesados, dependiendo de su persistencia en el suelo y el aumento de la carga con el tiempo (Chen et al., 2018).

Tanto la gestión del agua como la aplicación de enmiendas al suelo pueden adoptarse para controlar la toxicidad de los metales pesados en los arrozales. Sin embargo, la interacción de estos dos enfoques y su efecto sobre la biodisponibilidad de Cd, As y Pb, así como sobre el crecimiento y el rendimiento de al arroz no son totalmente claros.



Además, reducir simultáneamente diferentes compuestos metálicos en el grano de arroz mediante manejo único es complicado, siendo necesarios llevar a cabo estudios dirigidos a optimizar la inmovilización simultánea de As, Cd y Pb en diferentes sistemas de riego (Islam et al., 2021b; Diao et al., 2022).

#### **I.1.7.3.2. Compost como inmovilizador de metales pesados**

De manera similar al biochar, el compost tiene la capacidad de reducir la fracción de metales móviles e intercambiables del suelo contaminado, siendo utilizado como otra enmienda efectiva para la remediación de metales pesados (Liang et al., 2017). El compost, producto de la biodegradación controlada de residuos orgánicos, tiene la capacidad de pasivar los metales pesados hasta cierto punto al modificar el entorno y la estructura del suelo (Zhang et al., 2018). Una vez agregado al suelo contaminado, el compost puede disminuir la fracción de metales móviles e intercambiables transformándolos en compuestos orgánicos (O'Dell et al., 2007).

Concretamente el compost de alperujo, enmienda utilizada en este trabajo, se trata de un producto de buena calidad, no fitotóxico, rico en potasio y materia orgánica, y con bajo niveles de metales pesados (Alburquerque et al., 2009). Por su efecto encalante, que favorece la inmovilización de los metales, y sus efectos positivos sobre la fertilidad del suelo y la actividad microbiana, el uso del compost de “alperujo” puede considerarse una herramienta muy útil para desarrollar programas de biorremediación basados en la fitoestabilización (Alburquerque et al., 2009).

La adicción de materia orgánica puede disminuir la biodisponibilidad de los metales pesados, transformándolos de sus formas solubles e intercambiables a formas más insolubles (Walker et al., 2003). Este efecto depende del pH, es decir, en suelos con pH alcalino predominan las formas insolubles de metales pesados. En estas condiciones, la adicción de materia orgánica inmadura puede favorecer la solubilidad de los metales pesados debido al efecto acidificante que acompaña a la descomposición de esa materia orgánica inestable (Santibáñez et al., 2008). Por el contrario, en suelos con valores de pH ácidos se favorece que los metales se encuentren en formas más solubles, provocando la

## *I. Introducción*

adicción de materia orgánica, a través de su efecto neutralizador y tamponador del pH, una disminución en dicha solubilidad (Alvarenga et al., 2009). Estos resultados ponen de manifiesto la importancia de utilizar productos finales maduros y estables derivados del compostaje. Hossain et al. (2021) mostraron que la adicción de enmiendas orgánicas en arrozales inundados puede conducir a una mayor movilización de As, ya que no solo la degradación microbiana de materia orgánica disminuye el potencial redox, sino que también la materia orgánica puede desorber especies de As de los sitios de intercambio catiónico. Estos procesos pueden agravarse si la materia orgánica aplicada no es estable. En un estudio de tres años en la región mediterránea (Alvarenga et al., 2022) no observaron un efecto claro en la bioacumulación de As tras la aplicación de compost, aunque si obtuvieron un aumento en el predominio del As orgánico en los granos de arroz frente a As inorgánico más tóxico, lo que conlleva a una reducción del riesgo. Con respecto al Cadmio, ese mismo estudio evidenció una reducción de la bioacumulación en el grano de arroz, tras la aplicación de compost.

La seguridad de los cultivos es un tema de alta prioridad en la actualidad, debido a su alta vinculación con la salud humana (Rai et al., 2019). Sin embargo, considerando los múltiples factores que rigen la acumulación de metales en las plantas, como el contenido de metales en el suelo, las propiedades del suelo, los tipos de cultivos, el sistema de manejo, las condiciones climáticas y los fertilizantes (MA et al., 2021; Zhao et al., 2023), resulta muy complicado predecir con precisión el riesgo de transferencia de metales pesados a los cultivos. El arroz es el alimento más consumido en el mundo, por lo que es razonable postular riesgos potenciales para la salud de los consumidores por el consumo a largo plazo de arroz contaminado con metales pesados. Por tanto, es importante explorar medios y técnicas efectivas, como las propuestas en este trabajo, que favorezcan la obtención de arroz inocuo para la salud humana.

Así, por primera vez y en condiciones reales de campo, mediante la realización de esta investigación se generarán conocimientos científicos y técnicos necesarios sobre el comportamiento del suelo y del cultivo del arroz en Extremadura frente a la incorporación de carbón biológico y compost como enmiendas orgánicas, en diferentes sistemas de producción (riego tradicional por inundación frente a riego por aspersión y laboreo convencional frente a siembra directa). En relación con el compost señalar que,

por lo que a nuestro conocimiento se refiere, existen trabajos previos a corto plazo, pero no se dispone de investigaciones que evalúen los efectos del mismo a medio plazo, es decir transcurridos más de tres años desde su aplicación, en el cultivo de arroz sometido a diferentes sistemas de labranza e irrigación. Igualmente, este estudio también permitirá conocer, por primera vez, el efecto que el uso combinado de la adicción de las enmiendas orgánicas seleccionadas y los diferentes sistemas de manejo e irrigación provocan en la acumulación de metales pesados en suelo y grano de arroz.



## **Capítulo II. OBJETIVOS**



Este trabajo tiene como objetivo global establecer las bases de conocimiento necesarias que permitan el desarrollo de un sistema productivo de arroz sostenible, con menor consumo de agua y obteniendo una mayor calidad del grano, mediante la utilización de enmiendas orgánicas (compost de alperujo y biochar), y riego de alta eficiencia en una región mediterránea semiárida, Extremadura. Para ello se han seleccionado los siguientes objetivos parciales:

1. Evaluar el efecto residual a medio plazo que la aplicación de compost de alperujo, transcurridos 4 y 5 años desde su incorporación, ejerce sobre las propiedades, físicas, químicas y actividades enzimáticas de suelos que soportan un cultivo de arroz bajo diferentes sistemas de producción (riego tradicional por inundación frente a riego por aspersión y laboreo convencional frente a siembra directa).

2. Determinar el efecto residual a medio plazo que la aplicación de compost de alperujo ejerce en la bioacumulación de metales pesados y productividad del arroz cultivado bajo diferentes sistemas de producción.

3. Evaluar el efecto que la aplicación de biochar, fresco y envejecido en condiciones de campo, ejerce sobre las propiedades, físicas, químicas y actividad deshidrogenasa que soportan un cultivo de arroz bajo diferentes sistemas de producción (riego tradicional por inundación frente a riego por aspersión y laboreo convencional frente a siembra directa).

4. Determinar el efecto que la aplicación de biochar, fresco y envejecido en condiciones de campo, ejerce en la bioacumulación de metales pesados y productividad del arroz cultivado bajo diferentes sistemas de producción.

5. En condiciones reales de campo, determinar el efecto que la adición de enmiendas orgánicas (compost de alperujo y biochar) ejerce sobre la eficacia de herbicidas en un cultivo de arroz bajo diferentes sistemas de producción.





## **Capítulo III. MATERIALES Y MÉTODOS**



### III.1. Localización de los ensayos

Para la realización de este trabajo de investigación se han diseñado varias experiencias de campo en una parcela ubicada en las Vegas Bajas del río Guadiana en el municipio de Gévora, perteneciente al término municipal de Badajoz. La parcela se sitúa en el polígono 264, parcela número 61, huso 29, coordenadas UTM: X: 677.371 m e Y: 4.311.312 m; coordenadas geográficas: Latitud: 38° 55' 58,14'' N, Longitud: 6° 57' 13,42'' O; Datum ETRS89 (Figura 3.1).

Las parcelas utilizadas han sido tradicionalmente dedicadas al cultivo del arroz, con una antigüedad previa en este uso superior a 14 años, bajo sistemas de riego con inundación, siendo representativas de las condiciones edafoclimáticas y de manejo en la que este cultivo se desarrolla en Extremadura.



**Figura 3.1.** Localización de la parcela de ensayo (Fuente: Google Earth).

El ensayo se encuentra situado a 7 km del centro de Badajoz, concretamente se ubica en las casas aisladas de Gévora, accediendo al mismo a través del camino sin asfaltar de los cachones, en el margen izquierdo de la carretera secundaria llamada Cuesta de San Vicente de Alcántara, a la izquierda de la carretera EX-100 en sentido Cáceres.

### III.2. Climatología

Los datos utilizados para la clasificación climática de la parcela objeto de estudio, han sido obtenidos a partir de la web Redarex (REDAREX, 2022), en su red de estaciones meteorológicas que facilitan el acceso público a los datos históricos y, concretamente, se han seleccionado los de la estación meteorológica del Bercial, Talavera la Real, por su cercanía a los ensayos de campo.

En la Tabla 3.1 se recogen los datos climáticos de la zona de ensayo para un intervalo de 20 años desde 1999 a 2019.

**Tabla 3.1.** Datos meteorológicos de la estación el Bercial (1999-2019).

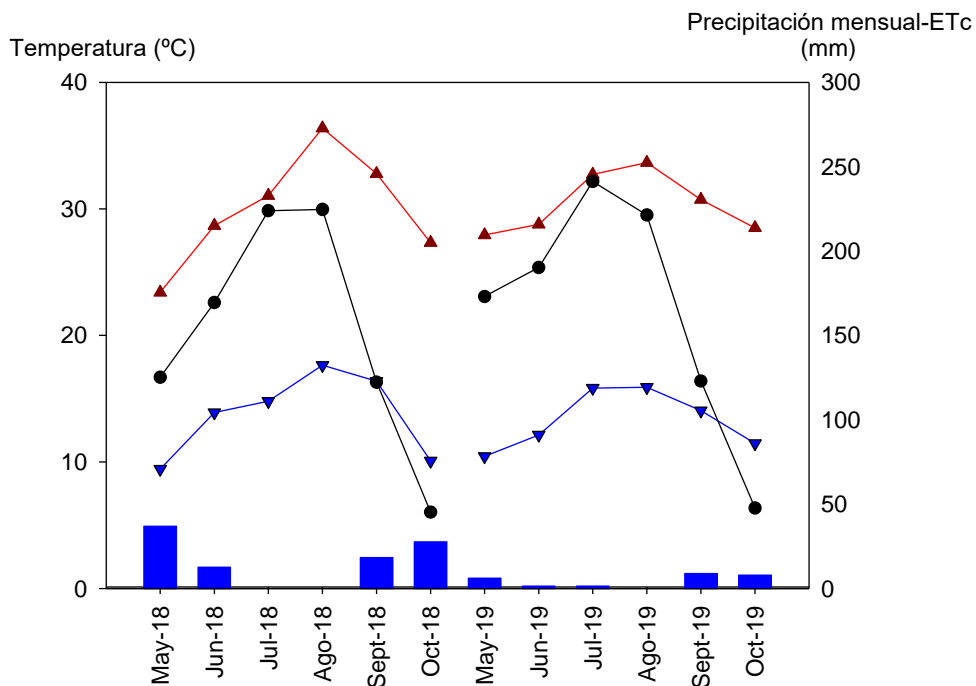
Mes	T Max (°C)	T Med (°C)	T Min (°C)	ETo_PM (mm)	PrAcu (mm)
Enero	13.6	7.84	3.13	31.6	41,7
Febrero	15.6	9.26	3.70	48.0	43,9
Marzo	18.7	12.2	6.11	84.2	50,7
Abril	21.2	14.7	8.35	111	52,3
Mayo	25.8	18.5	11.2	154	39,9
Junio	30.8	22.8	14.5	187	14,6
Julio	33.5	24.8	15.9	212	5,22
Agosto	33.8	25.0	16.3	190	8,66
Septiembre	29.8	21.8	14.28	128	18,8
Octubre	24.0	17.0	11.05	74.3	69,4
Noviembre	17.3	11.3	6.19	40.0	58.0
Diciembre	14.0	8.4	3.96	27.1	55,3
<b>Anual</b>	<b>23.2</b>	<b>16.1</b>	<b>9.60</b>	<b>107.3</b>	<b>458</b>

T Media: Temperatura media; T Max: Temperatura máxima; T Min: Temperatura mínima; ETo\_PM: Evapotranspiración de referencia Penman Monteith; PrAcu: Precipitación media acumulada.

Según indica la clasificación de Papadakis (1966), la zona de ensayo posee un clima mediterráneo semiárido, con inviernos tipo avena y veranos tipo algodón, con régimen de humedad mediterráneo. Las mayores precipitaciones se concentran en los meses de invierno, destacando también el mes otoñal de octubre por precipitaciones elevadas y los primeros meses de primaveras con precipitaciones destacables. Las

precipitaciones para los meses estivales son escasas, generando periodos en los que la reserva hídrica del suelo es nula siendo, por tanto, necesario el aporte de agua a través del riego para el desarrollo óptimo del cultivo.

Los datos medios mensuales en los meses de cultivo para los dos años de ensayo han sido similares entre ellos. Los datos de temperatura (máxima y mínima), precipitación y evapotranspiración estimada del arroz (ETc) recogidos durante el periodo del ensayo experimental (2018-2019) se muestran en la Figura 3.2. Estos datos se obtuvieron también a través de la web de la Red de Asesoramiento al Regante de la Junta de Extremadura (REDAREX, 2022), y la ETc se calculó mediante la fórmula  $ETc = ETo * kc$ , donde  $kc$  es el coeficiente de cultivo y  $ETo$  la evapotranspiración de referencia. En base a estos resultados, se determina que el clima es mediterráneo caracterizado por veranos secos y calurosos y precipitaciones concentradas principalmente en inviernos, con valores anuales inferiores a 488 mm.



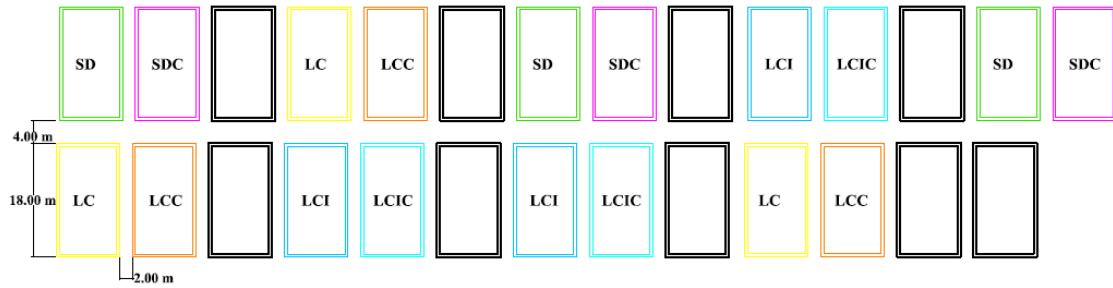
**Figura 3.2.** Precipitación media (barras azules), temperatura media máxima (▲) y mínima (▼), y evapotranspiración del arroz (●), registrados durante el cultivo en el período de 2018 y 2019.

### III.3. Diseño experimental

Se plantearon dos ensayos en condiciones reales de campo para las campañas 2018 y 2019 en una de las zonas de mayor interés para el cultivo del arroz, Las vegas del Guadiana. La parcela seleccionada presenta un suelo homogéneo, clasificado como Antrosol Hidrágico (FAO, 2006) con textura franca, y una distribución de partículas en una proporción de 20.8 % de arcilla, 28.9 % de limo y 50.3 % de arena. Las concentraciones totales de As, Cd y Pb en las muestras de suelo a lo largo del estudio fueron  $\leq 6.30 \text{ mg kg}^{-1}$ ,  $0.275 \text{ mg kg}^{-1}$  y  $21.8 \text{ mg kg}^{-1}$ , respectivamente, lo que indica que el suelo del ensayo no se encuentra contaminado por estos elementos.

- Primer ensayo, dirigido a evaluar el efecto residual a medio plazo de la aplicación de compost de alperujo, transcurridos 4 y 5 años desde su primera y única incorporación, combinado con diferentes manejos de laboreo e irrigación en el cultivo del arroz. Se trata de un ensayo llevado a cabo como continuación de un estudio previo con tres años de duración, contemplándose los siguientes tratamientos que se distribuyeron según la Figura 3.3:

- 1) Cultivo de arroz mediante técnicas de agricultura de conservación (siembra directa) con riego por aspersión y sin aplicación previa de compost de alperujo (SD).
- 2) Cultivo de arroz mediante técnicas de agricultura de conservación (siembra directa) con riego por aspersión y aplicación de compost de alperujo (SDC).
- 3) Cultivo de arroz mediante laboreo, riego por aspersión y sin aplicación previa de compost de alperujo (LC).
- 4) Cultivo de arroz mediante laboreo, riego por aspersión y aplicación de compost de alperujo (LCC).
- 5) Cultivo de arroz mediante técnicas de agricultura convencional habituales en la región (laboreo + inundación) y sin aplicación de compost de alperujo (LCI).
- 6) Cultivo de arroz mediante técnicas de agricultura convencional habituales en la región (laboreo + inundación) y aplicación de compost de alperujo (LCIC).



**Figura 3.3.** Disposición de los tratamientos en el primer ensayo de campo. Parcelas sin denominación reservadas para el segundo ensayo.

- Segundo ensayo, se planteó un diseño experimental para determinar el efecto de la aplicación de biochar, fresco y envejecido en campo, combinado con diferentes manejos de laboreo e irrigación en el cultivo del arroz. La experiencia se ha planteado con los mismos tratamientos originales 1) 3) y 5) del 1º ensayo, a los cuales se les adicionaron sus homólogos enmendados con biochar, distribuyéndose según la Figura 3.4:

1) Cultivo de arroz mediante técnicas de agricultura de conservación (siembra directa) con riego por aspersión y sin aplicación previa de biochar (SD).

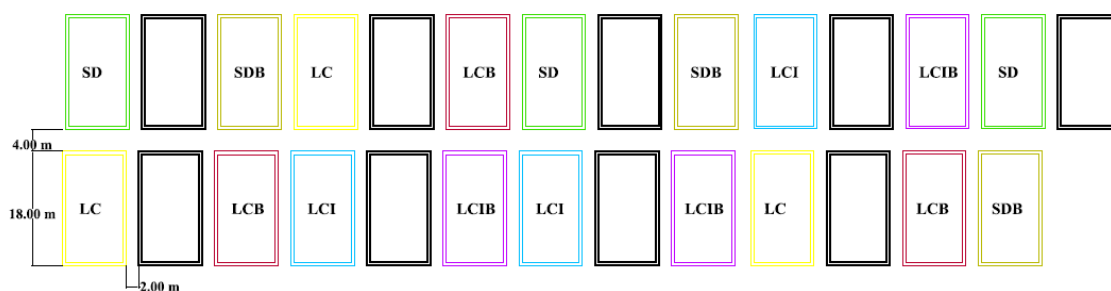
2) Cultivo de arroz mediante técnicas de agricultura de conservación (siembra directa) con riego por aspersión y aplicación el primer año de biochar (SDB).

3) Cultivo de arroz mediante laboreo, riego por aspersión y sin aplicación previa de biochar (LC).

4) Cultivo de arroz mediante laboreo, riego por aspersión y aplicación el primer año de biochar (LCB).

5) Cultivo de arroz mediante técnicas de agricultura convencional habituales en la región (laboreo + inundación) y sin aplicación de biochar (LCI).

6) Cultivo de arroz mediante técnicas de agricultura convencional habituales en la región (laboreo + inundación) y aplicación el primer año de biochar (LCIB)



**Figura 3.4.** Disposición de los tratamientos en el segundo ensayo de campo. Parcelas sin denominación reservadas para el primer ensayo.

Las parcelas se establecieron mediante un diseño complementario aleatorio por triplicado con un tamaño de 18 m x 10 m cada una de ellas. Entre cada subparcela existía un pasillo, de 18 x 2 m. Los balates tienen una anchura de 1.50 metros y una altura con cota máxima de 30 cm, lo cual son dimensiones suficientes para evitar la contaminación por flujo laminar de un tratamiento a otro.

La adición de la enmienda orgánica biochar se realizó en abril de 2018 a una dosis de 28 t ha<sup>-1</sup>, mientras que la de compost de alperujo se realizó en abril de 2015 y a una dosis de 80 t ha<sup>-1</sup>, cantidades necesarias para que el contenido final de materia orgánica en los suelos que los recibieron fueran un 4 %, cifra similar a la presentada por suelos de estudios previos en los que, con riego por aspersión y en condiciones edafo-climáticas de Extremadura, los rendimientos fueron semejantes a los obtenidos en inundación (Sánchez-Llerena et al., 2016).

### III.3.1. Manejo del cultivo

La zona donde se ubicaron los ensayos estuvo dedicada durante al menos 14 años al monocultivo de arroz bajo manejo tradicional en condiciones de inundación, por lo que las operaciones iniciales de nivelado del terreno no fueron necesarias.

En los dos ensayos de campo se llevaron a cabo las mismas actividades y operaciones tales como: abonados, tratamientos fitosanitarios, dosis de siembra y labores convencionales, a excepción de la enmienda aplicada a cada uno de los ensayos, siendo el compost de alperujo utilizado para el primer ensayo (aplicado previamente para un estudio anterior) y el biochar para el segundo ensayo. La aplicación de estos insumos se



ha programado conforme al desarrollo del ciclo vegetativo del arroz y teniendo en cuenta la normativa vigente sobre producción integrada (Tabla 3.2).

La dosis de siembra utilizada en todos los manejos y para los dos ensayos de campo fue de 160 kg ha<sup>-1</sup>. Para la siembra de los tratamientos con riegos por aspersión (SD, SDC, SDB, LC, LCC, LCB) se utilizó la sembradora Semeato no-till TDNG 320, mientras que los tratamientos anaeróbicos (LCI, LCIC, LCIB) fueron sembrados a voleo de forma manual. La semilla seleccionada para la realización de ambos ensayos fue la variedad Sirio, de tipo indica.

El abonado de fondo se aplicó a una dosis de 550 kg ha<sup>-1</sup>, utilizando para ello un fertilizante complejo (9-18-27), y como abonado de cobertera se aplicó urea en dos aplicaciones, la primera con una dosis de 92 kg N ha<sup>-1</sup> y la segunda de 69 kg N ha<sup>-1</sup>.

**Tabla 3.2.** Calendario de operaciones llevadas a cabo en el cultivo de arroz.

FECHA	ACCIÓN	MATERIALES	TRATAMIENTOS
<b>Abril</b>	Aplicación herbicida de contacto	Glifosato 540g ha <sup>-1</sup>	Todos
<b>Abril</b>	Compost de alperujo (80 t ha <sup>-1</sup> ), aplicado tres años antes	Compost de alperujo	SDC, LCC, LCIC
	Biochar 28 t ha <sup>-1</sup>	Biochar de encina	SDB, LCB, LCIB
<b>Abril</b>	Abonado de fondo (550 kg ha <sup>-1</sup> )	Fertilizante 9-18-27	Todos
<b>Abril</b>	Laboreo del terreno	Semichisel, Fresadora	LC, LCC, LCB, LCI, LCIC, LCIB
<b>Mayo</b>	Siembra con máquina de siembra directa	160 kg ha <sup>-1</sup> variedad Sirio	SD, SDC, SDB, LC, LCC, LCB
<b>Mayo</b>	Comienzo del riego por aspersión	Aspersores	SD, SDC, SDB, LC, LCC, LCB
<b>Mayo</b>	Aplicación de herbicida residual	Pendimetalina 1.5 kg ha <sup>-1</sup>	SD, SDC, SDB, LC, LCC, LCB
<b>Mayo</b>	Aplicación de herbicida residual y de contacto	Clomazona 360 g ha <sup>-1</sup>	LCI, LCIC, LCIB
<b>Mayo</b>	Comienzo del riego por inundación		LCI, LCIC, LCIB
<b>Mayo</b>	Siembra manual a voleo	160 kg ha <sup>-1</sup> variedad Sirio.	LCI, LCIC, LCIB
<b>Mayo</b>	Aplicación insecticida, Quironómidos	Alfa- cipermetrina	LCI, LCIC, LCIB
<b>Junio</b>	Corte de riego por inundación y vaciado de bancales		LCI, LCIC, LCIB
<b>Junio</b>	Aplicación herbicida de contacto	Penoxulan, 2 l ha <sup>-1</sup> Cyhalofop 2.5 l ha <sup>-1</sup>	SD, SDC, SDB, LC, LCC, LCB
		Imazamox 70 g ha <sup>-1</sup> MCPA 500 g ha <sup>-1</sup>	LCI, LCIC, LCIB
<b>Junio</b>	Reanudación del riego por inundación		LCI, LCIC, LCIB
<b>Julio</b>	Primer abonado de cobertera	92 kg ha <sup>-1</sup> de N	Todos
<b>Julio</b>	Aplicación insecticida Pulgón	Acetamiprid 150g ha <sup>-1</sup>	LCI, LCIC, LCIB
<b>Agosto</b>	Corte de riego por inundación y vaciado de bancales		LCI, LCIC, LCIB
<b>Agosto</b>	Segundo abonado de cobertera	69 kg ha <sup>-1</sup> de N	Todos
<b>Agosto</b>	Reanudación del riego por inundación		LCI, LCIC, LCIB
<b>Septiembre /octubre</b>	Corte del riego		Todos
<b>Septiembre /octubre</b>	Cosecha		Todos
<b>Octubre</b>	Laboreo del terreno “fangueo”	Ruedas traseras de hierro (gavias)	LCI, LCIC, LCIB

En los tratamientos de inundación (LCI, LCIC y LCIB), tras la cosecha, se llevaron a cabo labores de fanguero, aprovechando las lluvias de la época otoñal y con el objetivo de enterrar la paja de arroz. En primavera, y tras el cese de las lluvias estacionales, en los tratamientos con riego por aspersión y laboreo (LC, LCC, LCB, LCI, LCIC, LCIB) se realizaron las diferentes labores preparatorias para la siembra, un pase con apero semichisel y un pase de gradas, con el objetivo de deshacer los agregados de mayor tamaño. Finalmente, se realizó una labor con la fresadora, apero agrícola usado para disgregar agregados con un tamaño lo suficientemente grande que impida arropar en las mejores condiciones a las semillas del arroz, consiguiendo con ello un lecho de siembra mullido y uniforme, con el objetivo de facilitar la nascencia y óptimo desarrollo del cultivo.

Los tratamientos aeróbicos fueron irrigados por aspersión con un diseño de cobertura total, basado en la cantidad de agua requerida por el cultivo del arroz en cada etapa fenológica siguiendo, para ello, los indicadores de la evapotranspiración del cultivo (ETc). La cantidad de agua de riego aplicada para los sistemas de manejo de riego por aspersión fue suficiente para cubrir las necesidades estimadas del cultivo (Peña et al., 2022), concretamente se regaban 6 días por semana, durante toda la temporada de cultivo de arroz. Las tuberías usadas fueron de polietileno de baja densidad P32 de 6 atmósferas de presión máxima y con distintos diámetros en función del caudal emitido en cada tramo. Las tuberías se distribuyeron en base a las condiciones y distribución de los tratamientos aeróbicos en campo (SD, SDC, SDB, LC, LCC y LCIB), en un total de 6 líneas secundarias o porta aspersores, con una longitud de 70 m para cada una de ellas con el fin de obtener un riego de cobertura total. Se utilizaron aspersores de impacto con un caudal de 11 L min<sup>-1</sup>. El agua poseía una presión suficiente (4 kg cm<sup>2</sup>) para el correcto funcionamiento del aspersor, obteniendo una distribución de riego uniforme.

Respecto a los tratamientos mediante riego por inundación (LCI, LCIC, LCIB), el sistema se diseñó por gravedad, siendo el agua conducida desde una acequia cercana, hasta las subparcelas de dichos tratamientos por una sección de tubería de polietileno (300 mm de diámetro), adicionando accesorios de riego como codos y T de PVC para guiar su conducción hasta su destino. La apertura y cierre del riego era de manera manual, manteniendo a lo largo de todo el ciclo de cultivo una cota de lámina de agua constante

### III. Materiales y Métodos

de 10 cm.

Los recursos hídricos necesarios para el riego agrícola proceden del río Guadiana a través de la Comunidad de Regantes Canal de Montijo. Durante los años del estudio, las concentraciones de elementos potencialmente tóxicos en el agua de riego siempre estuvieron por debajo de los umbrales establecidos para el agua potable por la Organización Mundial de la Salud. Así, mientras que los niveles umbrales son  $10 \mu\text{g L}^{-1}$ ,  $3 \mu\text{g L}^{-1}$  y  $10 \mu\text{g L}^{-1}$  para As, Cd y Pb, respectivamente (WHO, 2008), durante el estudio las concentraciones variaron de 2.00 a  $9.30 \mu\text{g L}^{-1}$  para As, de  $< 0.02$  a  $0.08 \mu\text{g L}^{-1}$  para Cd, y de  $< 0.3$  a  $2.21 \mu\text{g L}^{-1}$  para Pb.

El agua aplicada a los diferentes tratamientos durante los dos años de estudio y para ambos ensayos fue monitorizada mediante la instalación de caudalímetros en los diferentes sistemas de riego (Tabla 3.3). El riego por aspersión permitió un considerable ahorro global de agua, con una reducción media entre un 53 y 58 % con respecto a la consumida en los tratamientos bajo sistemas de inundación continua.

**Tabla 3.3.** Cantidades medias de agua aportadas al cultivo ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ ) en cada tratamiento y campaña.

Tratamiento	2018	2019
SD, SDB, SDC, LC LCC, LCB	8607	8879
LCI, LCIC, LCIB	16275	15350

#### III.4. Enmiendas orgánicas

Para la realización de este trabajo se utilizaron dos tipos de enmiendas orgánicas, una es el compost de alperujo, subproducto generado en la obtención de aceite de oliva, y otras el biochar, procedente de restos de poda de encina.

#### III.4.1. Compost de alperujo

Como se ha especificado en apartados anteriores, en el primer ensayo se estudia el efecto residual a medio plazo, transcurridos 4 y 5 años, del compost de alperujo aplicado mediante una sola dosis en un estudio previo de tres años de antigüedad. El compost utilizado procedía de la Cooperativa Olivarera los Pedroches S.C.A., ubicada en municipio de Pozoblanco (Córdoba). Para su elaboración se utilizó el sistema de compostaje abierto con formación de pilas y con aireación mediante volteo mecánico. Este método es el prioritario de la mayoría de las plantas de compostaje debido a su sencillez y bajo costo, además, bajo este método, se obtuvo un compost de buena calidad. Se utilizó como material estructurante hojas de olivo debido, principalmente, a la proximidad de este material con las fuentes de obtención del alperujo, suponiendo por tanto un ahorro económico en términos de transporte.

Las propiedades generales del compost utilizado se presentan en la Tabla 3.4. Como se puede observar, se trata de un producto con un elevado contenido en carbono orgánico total (COT) y nitrógeno total (NT). En base a esto, su relación C/N fue inferior al valor máximo exigido según la normativa española para su uso como enmienda orgánica ( $C/N < 20$ ), por lo que en principio no cabría esperar problemas de inmovilización del nitrógeno. Este compost presentó un elevado contenido en ácidos húmicos, característica que refleja el buen grado de estabilización y madurez de la materia orgánica del mismo.

**Tabla 3.4.** Propiedades del compost de alperujo.

Propiedades	Compost
COT (g kg <sup>-1</sup> )	382
COH (g kg <sup>-1</sup> )	23.6
AH (g kg <sup>-1</sup> )	47.9
AF (g kg <sup>-1</sup> )	18.9
IH (%)	12.5
NT (%)	2.17
P Olsen (g kg <sup>-1</sup> )	4.88
C/N	17.6
pH	7.71
CE (dS m <sup>-1</sup> )	2.32
As (mg kg <sup>-1</sup> )	4.00
Cd (mg kg <sup>-1</sup> )	0.148
Pb (mg kg <sup>-1</sup> )	10.1
IG (%)	109

**COT:** Carbono orgánico total; **COH:** Carbono orgánico hidrosoluble; **AH:** Ácidos húmicos; **AF:** Ácidos fúlvicos; **IH:** Índice de humificación; **NT:** Nitrógeno total; **C/N:** Relación Carbono Nitrógeno; **CE:** Conductividad eléctrica; **IG:** Índice de germinación.

**Carbono orgánico total (COT):** se determinó mediante calcinación en un horno de mufla a 600°C durante 4 horas. Previo a este proceso, se extrajeron, mediante lavados sucesivos con ácido clorhídrico, las sustancias inorgánicas presentes en la muestra.

**Carbono orgánico hidrosoluble (COH):** fue extraído con agua destilada en una proporción 1:1000 (p/v). Después se procedió a una oxidación parcial del carbono con dicromato potásico 1N en un medio de ácido sulfúrico. Posteriormente, se cuantificó en un espectrofotómetro a  $\lambda = 590$  nm (Sims y Haby, 1971).

**Ácidos húmicos y fúlvicos (AH y AF):** se analizaron mediante oxidación con dicromato potásico 1 N del carbono orgánico previamente extraído con pirofosfato de sodio 0.1 M a pH 9.8 1:100 (p/v), midiéndose posteriormente mediante espectrofotómetro la cantidad de cromo reducido (Cr<sup>3+</sup>) a  $\lambda = 590$  nm (Sims y Haby,

1971), y determinándose la fracción húmica del residuo. La fracción correspondiente a los ácidos fúlvicos se determinó acidificando previamente el medio a pH 2. El carbono de los ácidos húmicos se determinó mediante diferencia entre el carbono total extraído menos la porción correspondiente a los ácidos fúlvicos.

**Conductividad eléctrica (CE) y pH:** se midieron en suspensión de compost/agua 1:5 (p/v) usando un conductivímetro Crison-522 provisto de célula de conductividad  $c=0.99$  y un pH-metro Crison-501 con electrodo de vidrio, respectivamente.

**Nitrógeno total (NT):** se determinó según el método Kjeldahl, utilizándose durante el proceso de digestión  $H_2O_2$  para destruir la materia orgánica. Posteriormente, se procedió a la destilación del mineralizado, valorándose el amonio generado con ácido clorhídrico 0.05 N (Bremner y Mulvaney, 1982).

Previo a la aplicación del compost en campo se llevó a cabo un estudio de bioeficacia de dicha enmienda en condiciones de laboratorio utilizando la especie *Lepidium sativum* L. Para ello, se instauraron varias macetas alveoladas en las cuales se simuló la dosis de campo empleada en este estudio. Los resultados obtenidos en el ensayo de bioeficacia, evidenciaron que el compost no mostró ningún síntoma de toxicidad, con un índice de germinación del 109 % en referencia al tratamiento control.

Como se ha detallado anteriormente, la dosis de compost aplicada a las parcelas fue de 80 t de compost seco por hectárea, incorporándose a unos 15 - 20 cm de profundidad tras un pase de grada de disco (Figura 3.5).



**Figura 3.5.** Incorporación al suelo del compost de alperujo.

### III.4.2. Biochar

El Biochar utilizado en este estudio proviene de la empresa Carylevere, S.L., situada en la localidad de Zahinos (Badajoz) y su composición es 100 % carbón vegetal de encina (*Quercus ilex* L.). Para su elaboración los restos de poda de encina se sometieron a pirólisis en un horno de mampostería a una temperatura de 550 °C durante 48 h, posteriormente el biochar se molió con un molino de cereal accionado por un tractor agrícola y se tamizó con un tamiz de 0.5 cm de luz para homogeneizar la muestra.

La dosis aplicada al campo fue de 28 t ha<sup>-1</sup> en todos los manejos enmendados y se distribuyó de forma manual con el fin de obtener una aplicación homogénea. El biochar se incorporó al suelo con un rotavator a una profundidad de unos 15-20 cm previo a la siembra (Figura 3.6). También, es importante señalar que la aplicación de biochar se realizó solamente el primer año de estudio.



**Figura 3.6.** Incorporación de biochar.

Previo a su análisis, el biochar fue molido por un tamiz de 2 mm. A continuación, se detallan los procesos de determinación de distintos parámetros estudiados en esta enmienda orgánica:

**COT, NT e Hidrógeno Total (HT):** se determinaron por combustión (950 °C) utilizando un analizador CHNS628 (LECO, Estados Unidos).

**Cenizas:** se determinaron por combustión de biochar en un horno mufla a una temperatura de 750 °C durante 6h.



**Oxígeno total (OT):** se calculó a través de la diferencia de masa basada en las determinaciones de COT, HT y NT.

**COH:** se extrajo con agua desionizada con  $\text{CaCl}_2$  0.01 M en una proporción de 20:1 ( $\text{CaCl}_2$  a Biochar) y se determinó mediante un analizador TOC-V (Shimadzu, Japón).

**Área de superficie específica (ASE):** se determinó con la técnica de adsorción de  $\text{N}_2$  a 77 °K utilizando la isoterma BET (Brunauer Emmett-Teller), mediante un analizador Quadrasorb Evo (Quantachrome Instruments, Estados Unidos).

**Porosidad:** tanto la porosidad como la distribución del tamaño de poros (de  $1 \times 10^5$  a 1nm) se determinaron utilizando un porosímetro de intrusión de mercurio Poremaster 33GT (Quantachrome Instruments, Estados Unidos).

**CE y pH:** se midieron en suspensión de biochar/agua 1:5 (p/v) usando un conductivímetro Crison-522 provisto de célula de conductividad  $c=0.99$  y un pH-metro Crison-501 con electrodo de vidrio, respectivamente.

**Oligoelementos potencialmente tóxicos:** se extrajeron Cr, Ni, As, Cd, Hg y Pb de acuerdo con los métodos analíticos del certificado Europeo de Biochar (EBC, 2022), analizándose mediante un espectrofotómetro de emisión atómica de plasma acoplado (ICP-OES, ICAP 6500 Duo Thermo ®), obteniéndose para el biochar aplicado concentraciones de 0.26,  $<0.10$  y  $1.19 \text{ mg kg}^{-1}$  para As, Cd y Pb respectivamente. Señalar que, teniendo en cuenta las concentraciones de metales /metaloides en el biochar y los estándares del Certificado Europeo de Biochar, versión 10.2 del 8 de diciembre de 2022 de EBC (EBC, 2022), el producto utilizado puede etiquetarse como EBC-FeedPlus, que cumple con todas las normativas de la Unión Europea y cuyo uso como enmienda del suelo está permitido.

La caracterización fisoquímica del biochar se realizó en su estado fresco (antes de la aplicación al suelo) y envejecido (después de dos años de envejecimiento bajo diferentes manejos y condiciones naturales de campo) (Tabla 3.5). Para el análisis de biochar envejecido, se recolectaron muestras de suelo (0-20 cm) de los tratamientos SDB, LCB y LCIB, y se separaron las partículas de biochar. Las muestras se sumergieron en agua destilada (1:10 p/v) y posteriormente se agitaron para eliminar las partículas de suelo.

**Tabla 3.5.** Propiedades del biochar fresco y envejecido.

<b>Propiedades</b>	<b>Fresco</b>	<b>SDB envejecido</b>	<b>LCB envejecido</b>	<b>LCIB envejecido</b>
COT (g kg <sup>-1</sup> )	771	741	740	752
HT (g kg <sup>-1</sup> )	36.1	32.2	32.2	31.8
NT (g kg <sup>-1</sup> )	4.70	6.90	6.90	5.20
OT* (g kg <sup>-1</sup> )	188	220	221	211
Ceniza (g kg <sup>-1</sup> )	99.4	109	138	157
H/C (relación molar)	0.562	0.521	0.522	0.507
O/C (relación molar)	0.183	0.223	0.224	0.210
pH	9.08	6.78	6.21	6.38
CE dS m <sup>-1</sup>	3.54	0.603	0.373	0.457
COH (mg kg <sup>-1</sup> )	368	273	261	258
ASE (m <sup>2</sup> g <sup>-1</sup> )	17.4	20.0	52.7	67.1
VTP (mm <sup>3</sup> g <sup>-1</sup> )	716	676	682	718

**COT:** Carbono orgánico total; **HT:** Hidrógeno total; **NT:** Nitrógeno total; **OT\*:** Oxígeno total, calculado asumiendo < 1% de S sin contenido de cenizas; **CE:** conductividad eléctrica; **COH:** Carbono orgánico hidrosoluble; **ASE:** Área de superficie específica; **VTP:** Volumen total de poros.

### III.5. Suelos

#### III.5.1. Muestreo

Previo al inicio del estudio, se realizó una calicata de la parcela de campo para conocer el tipo y características del suelo de partida. En la Tabla 3.6 se reflejan las propiedades edáficas más relevantes de los diferentes horizontes del perfil del suelo caracterizado previamente a la implantación de los ensayos. Según USDA (2006) las texturas obtenidas fueron: franca (horizonte Ap), arcillosa (horizonte Bt), franca-arcillosa (horizonte C1) y franca-arcillo-arenosa (horizontes C2 y C3). Los resultados obtenidos muestran unas texturas idóneas para el cultivo del arroz, con niveles de pH que oscilan entre ácido y ligeramente alcalino. Destaca el bajo contenido de COT en todos los horizontes reduciéndose, como es lógico, en aquellos localizados a mayor profundidad.

Igualmente, destacan los elevados valores de CE, especialmente en superficie. Estos resultados evidencian la degradación que sufren los suelos dedicados al cultivo del arroz en monocultivo, bajo condiciones de laboreo condicional intensivo y riego por inundación.

**Tabla 3.6** Propiedades edáficas más relevantes de los diferentes horizontes presentes en el perfil del suelo.

Horizonte	Profundidad (cm)	COT (g kg <sup>-1</sup> )	NT (g kg <sup>-1</sup> )	CIC (cmol (+) kg <sup>-1</sup> )	CE (dS m <sup>-1</sup> )	pH
Ap	0-20	12.6	1.28	15.9	3.50	4.42
Bt	21-57	2.35	0.457	33.0	1.45	6.92
C1	58-109	0.950	0.313	30.5	1.11	6.89
C2	110-160	2.59	0.513	26.1	1.43	6.78
C3	> 160	0.375	0.327	31.4	0.940	7.46

**COT:** Carbono Orgánico Total; **NT:** Nitrógeno total; **CIC:** Capacidad de Intercambio Catiónico; **CE:** Conductividad Eléctrica.

Al inicio de los dos ensayos de campo (abril de 2018), y tras la aplicación del biochar, en el segundo ensayo, a los tratamientos (SDB, LCB y LCIB), se tomaron cuatro submuestras en cada una de las tres parcelas de cada tratamiento para ambos ensayos. Las muestras fueron tomadas de manera aleatoria mediante barrena introducida manualmente a una profundidad de 0-20 cm, analizándose los parámetros edáficos iniciales más destacados. Las características generales de los suelos al inicio de cada uno de los ensayos se muestran en la Tabla 3.7 y Tabla 3.8.

**Tabla 3.7.** Propiedades edáficas iniciales más relevantes de los suelos en los diferentes tratamientos en el primer ensayo (abril 2018, 0-20 cm de profundidad).

	COT (g kg <sup>-1</sup> )	CE (mS cm <sup>-1</sup> )	pH	NT (g kg <sup>-1</sup> )	EE
<b>SD</b>	10.60	2.39	6.18	1.05	68.8
<b>SDC</b>	20.30	3.01	6.36	2.00	80.7
<b>LC</b>	11.50	3.37	5.70	1.15	69.7
<b>LCC</b>	19.00	3.74	6.22	1.84	70.5
<b>LCI</b>	10.90	3.61	5.47	1.16	75.0
<b>LCIC</b>	21.90	3.18	5.90	2.01	74.4

**COT:** Carbono Orgánico Total **CE:** Conductividad Eléctrica; **NT:** Nitrógeno total; **EE:** Estabilidad estructural.

**Tabla 3.8.** Propiedades edáficas iniciales más relevantes de los suelos en los diferentes tratamientos en el segundo ensayo (abril 2018, 0-20 cm de profundidad).

	<b>COT</b> (g kg <sup>-1</sup> )	<b>CE</b> (mS cm <sup>-1</sup> )	<b>pH</b>	<b>NT</b> (g kg <sup>-1</sup> )	<b>EE</b>
<b>SD</b>	10.60	2.39	6.18	1.05	68.8
<b>SDB</b>	21.40	3.17	6.54	0.940	59.4
<b>LC</b>	11.50	3.37	5.70	1.15	69.7
<b>LCB</b>	23.20	4.39	6.60	1.13	67.0
<b>LCI</b>	10.90	3.61	5.47	1.16	75.0
<b>LCIB</b>	19.60	4.30	6.06	1.20	70.9

**COT:** Carbono Orgánico Total **CE:** Conductividad Eléctrica; **NT:** Nitrógeno total; **EE:** Estabilidad estructural.

De la observación de las Tabla 3.7 y 3.8 se desprende la ausencia de diferencias importantes en las variables seleccionadas entre los tratamientos originales (SD, LC, LCI) lo cual es indicativo de la homogeneidad de la parcela. No obstante, hay que señalar las diferencias observadas en los valores de pH entre estos tratamientos, motivadas por la implantación de los diferentes manejos durante los tres años previos. De igual manera, se puede observar la homogeneidad de los tratamientos enmendados (SDC, SDB, LCC, LCB, LCIC, LCIB), lo que evidenció que la aplicación de enmiendas en condiciones de campo se hizo de manera adecuada en los diferentes tratamientos. También se puede observar cómo los tratamientos enmendados con compost, transcurridos tres años desde su aplicación, siguen manteniendo los efectos de la enmienda.

Anualmente y tras la finalización del ciclo de cultivo, se tomaron muestras de suelo para controlar los posibles cambios en las propiedades edáficas como consecuencia de los distintos manejos entre tratamientos. Con el fin de garantizar la representatividad del ensayo, se tomaron cuatro submuestras en cada una de las tres parcelas de cada tratamiento. Posteriormente estas fueron mezcladas con el objetivo de obtener una muestra única representativa de cada uno de los tratamientos. Para la toma de muestras, primero se retiró todo el material vegetal que cubría la superficie del suelo objeto y se realizó una incisión vertical en el perfil del suelo hasta una profundidad de 20 cm, tomando la cantidad de suelo necesaria para su posterior análisis. También se tomaron muestras a una profundidad de 0-10 cm para determinar los parámetros que podrían requerir una estratificación adicional.

Tras llevar las muestras al laboratorio, se dejaron secar a temperatura ambiente, se voltearon manualmente para facilitar la aireación y se eliminaron todos los restos vegetales presentes en la muestra. A continuación, las muestras se trituraron con un rodillo de vidrio y se tamizaron con un tamiz de 2 mm. Una parte de la muestra procesada se molió finamente con un mortero de ágata, tamizándose con un tamiz malla de 0.2 mm para la determinación de algunas propiedades físico-químicas.

### III.5.2. Análisis de propiedades físicas y físico-químicas de los suelos

**Análisis granulométrico:** se procedió a la destrucción de la materia orgánica de las muestras mediante peróxido de hidrógeno (6 %); se utilizó una disolución de hexametáfosfato sódico como dispersante. Las fracciones finas (arcilla y limo) se determinaron por sedimentación siguiendo el método de la pipeta de Robinson (Soil Conservation Service, 1972). El análisis granulométrico se realizó previamente a la implantación de los ensayos.

**Estabilidad estructural de los agregados (EE):** se determinó según el protocolo establecido por Sun et al. (1995), usando un aparato con una longitud del golpe de 1.30 cm y una frecuencia de 35 ciclos  $\text{min}^{-1}$ , en agregados de 0.25 a 40 mm. Como solución dispersante se utilizó hidróxido de sodio (0.2 %).

**COT:** para el ensayo con la enmienda compost se determinó por el método de oxidación en húmedo, mediante dicromato potásico y posterior valoración del exceso de sulfato ferroso amónico (Nelson y Sommers, 1996). Para el estudio con biochar el COT fue determinado mediante combustión a 950 °C usando un analizador CHNS628 (LECO, Estados Unidos).

**COH:** se extrajo con agua destilada en una proporción 1:100 (p/v) para el suelo. Después se procedió a una oxidación parcial del carbono con dicromato potásico 1 N en un medio de ácido sulfúrico. Posteriormente se cuantificó en un espectrofotómetro a  $\lambda = 590 \text{ nm}$  (Sims y Haby, 1971). Para el estudio con biochar el COH se extrajo con agua desionizada con  $\text{CaCl}_2$  0.01 M en una proporción de 5:1 ( $\text{CaCl}_2$  a suelo) y se determinó mediante un analizador TOC-V (Shimadzu, Japón).

### *III. Materiales y Métodos*

**AH y AF:** la determinación de los ácidos húmicos y fúlvicos se realizó mediante oxidación con dicromato potásico 1 N del carbono orgánico previamente extraído con pirofosfato de sodio 0.1 M a pH 9.8 (relación de extracción 1:25, p/v). Posteriormente se midió con espectrofotómetro la cantidad de cromo reducido ( $\text{Cr}^{3+}$ ) a  $\lambda=590$  nm (Sims y Haby, 1971), determinándose la fracción húmica. La fracción correspondiente a los ácidos fúlvicos se determinó acidificando previamente el medio a pH 2. El carbono de los ácidos húmicos se determinó mediante diferencia entre el carbono total extraído menos la porción correspondiente a los ácidos fúlvicos.

**Absorbancia UV a 254 nm (SUVA<sub>254</sub>):** se determinó midiendo el coeficiente de absorbancia a 254 nm del extracto  $\text{CaCl}_2$  0.01M del suelo (relación suelo:solución 1:5 p:v), dividiendo su valor normalizado por el contenido COH.

**pH:** se determinó sobre una suspensión de suelo con agua destilada en proporción (1:1) para el suelo, realizándose la medida con un pH-metro modelo Crison-501 con electrodo de vidrio.

**CE:** se determinó mediante el método de pasta saturada (Allison, 1973), realizándose la medida con un conductímetro Crison-522, provisto de célula de conductividad  $c=0.99$ .

**NT:** para el ensayo con compost se realizó según el método Kjeldahl, por mineralización en caliente con ácido sulfúrico, usando como catalizador una mezcla de sulfato de cobre anhidro, selenio metálico y sulfato potásico para elevar el punto de ebullición. Posteriormente, se procedió a la destilación del mineralizado, valorándose el amonio generado con ácido clorhídrico 0.05 N (Bremner y Mulvaney, 1982). Para el ensayo de biochar se determinó utilizando el analizador de carbono LECO (modelo CHNS628).

**Fósforo asimilable (P):** se determinó según el método de Olsen et al. (1954), basado en la extracción con bicarbonato sódico 0.5 M a pH 8.5 y determinación del complejo fosfomolibdico a  $\lambda=882$  nm.

### III.5.3. Actividades enzimáticas

A efectos de determinar los niveles de actividad microbiológica en el suelo y su evolución a lo largo del estudio, se tomaron muestras destinadas específicamente al análisis de las actividades enzimáticas. Dichas muestras de suelo se tomaron a la profundidad de 0 a 10 cm, en las mismas fechas que las muestras destinadas a la determinación de los parámetros físico-químicos del suelo, siguiendo el mismo procedimiento. Además, en el ensayo con biochar también se determinó la actividad enzimática deshidrogenasa a una profundidad de 0-20 cm. Las actividades enzimáticas determinadas fueron:

**Actividad deshidrogenasa (AD):** Se determinó siguiendo el método de Trevors (1984), modificado por (García et al., 1993). Un gramo de suelo fue incubado durante 20 horas a 20 °C en oscuridad con 0.2 mL de 2-p-iodofenil- 3-p-nitrofenil-5-feniltetrazolio (INT) al 4 % como sustrato. Finalizada la incubación, el iodonitrotetrazolioformanzán producido fue extraído con 10 mL de metanol y la absorbancia fue medida con espectrofotómetro a  $\lambda=490$  nm.

**Actividad ureasa (UR):** Se añadieron 2 mL de tampón fosfato 0.1 M a pH 7 y 0.500 mL de urea 1.06 M a 0.500 g de suelo y se incubó durante 90 minutos a 30° C. El amonio liberado en la reacción hidrolítica fue medido con espectrofotómetro a  $\lambda=636$  nm (Kandeler y Gerber, 1988; Nannipieri et al., 1980).

**Actividad  $\beta$ -glucosidasa (GL):** Se determinó por incubación de 1 gramo de suelo con 4 mL de 4-nitrofenil- $\beta$ -d-glucopiranosido en un tampón universal (MUB) de pH 6 (Tabatabai, 1982). El p-nitrofenol producido en la reacción enzimática fue determinado por espectrofotometría a  $\lambda=400$  nm.

**Actividad fosfatasa (FO):** Para la determinación de esta actividad, se añadieron 4 mL de 4-nitrofenil fosfato MUB (pH 11) a 1 g de suelo (Tabatabai y Bremner, 1969). El p-nitrofenol producido en la reacción enzimática fue determinado por espectrofotometría a  $\lambda=398$  nm.

#### III.5.4. Medidas in situ

Las medidas que se realizaron en campo fueron las siguientes:

**Resistencia a la penetración del terreno:** Se utilizó un penetrómetro de mano Eijkelkamp con punta cónica de 1 cm<sup>2</sup>, introduciéndolo en el terreno hasta una profundidad de 45 cm (Figura 3.7). Dicha determinación se realizó una vez al año, tras la cosecha, cuando el contenido de agua del suelo estaba próximo a la capacidad de campo (Bradford, 1986).



**Figura 3.7.** Medida in situ con penetrómetro de mano.

**Humedad volumétrica del suelo:** Se utilizó una sonda de capacitancia Delta-T Device HH2 con un medidor Type PR-1 (Qi y Helmers, 2008), la cual medía datos de humedad con un valor en porcentaje. Para realizar las medidas se introdujeron unos tubos microperforados estáticos, ubicando dos tubos estáticos en cada una de las parcelas irrigadas por aspersión (es decir, 6 por tratamiento), a una profundidad de 40 cm desde la superficie. Las lecturas del contenido de humedad se hicieron a 10, 20, 30 y 40 cm de profundidad.

El orificio descubierto del tubo se le colocó un tapón de polietileno para así evitar la entrada de agua, además de un anillo de goma en la superficie del suelo, para evitar posibles filtraciones del agua de riego (Figura 3.8).





**Figura 3.8.** Lectura de humedad in-situ con la Sonda Delta- T Device Type PR-1.

### **III.6. Agronomía**

#### **III.6.1. Muestreo**

Tras la siembra y nacencia del cultivo, se seleccionó un área de muestreo de 2 m<sup>2</sup> en el interior de cada subparcela para realizar el seguimiento de los parámetros agronómicos obteniéndose, así, 6 m<sup>2</sup> de superficie para cada tratamiento. Visitas periódicas a la parcela de ensayo permitieron un seguimiento de la evolución del estado del cultivo y de la fenología a lo largo del ciclo del mismo.

#### **III.6.2. Parámetros agronómicos**

Una vez alcanzada la madurez del grano, se procedió a la cosecha de toda la biomasa existente en el área de muestreo para determinar los indicadores y componentes de la cosecha más importantes. Para cada tratamiento se realizó un estudio de los siguientes parámetros:

**Índice de germinación (IG):** se determinó teniendo en cuenta el número de plantas por m<sup>2</sup> observado, así como la dosis de siembra y el peso de las semillas utilizadas para la misma, con el objetivo de determinar el porcentaje de semillas germinadas con

respecto a las aplicadas inicialmente.

**Número de panículas por m<sup>2</sup> (NP):** se determinó durante el estadio fenológico de madurez completa (BBCH 89) (Lancashire et al., 1991), al final del ciclo. La determinación se realizó en laboratorio mediante conteo directo de todas las panículas presentes en la biomasa cosechada.

**Índice de maduración (IM):** se determinaron, mediante conteo directo, el número de granos llenos y de granos vacíos, representando el porcentaje de granos llenos con respecto al total de granos por panícula descrito anteriormente.

**Rendimiento agronómico (R):** para determinar el rendimiento se procedió al desgranado manual de todas las panículas cosechadas en el área de muestreo y posterior pesada de los granos resultantes. El peso de los granos obtenidos por m<sup>2</sup> se extrapoló a kg ha<sup>-1</sup>, normalizado al 14 % de humedad, previa limpieza y selección de semillas.

**Productividad del agua (PA):** el cálculo de la productividad (g L<sup>-1</sup>) del agua aportada al cultivo se realizó de la siguiente manera:

$$Productividad\ del\ agua = \frac{Rendimiento}{Agua\ aportada}$$

**Densidad y control de malas hierbas:** con el fin de analizar el efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre las malezas, se midió la densidad y el peso de estas en las diferentes parcelas, mediante un cuadrante de 30 x 30 cm, dos veces durante el ciclo del cultivo (Figura 3.9). La primera, aproximadamente a los 50-60 días después de la siembra en etapa de 5 o 6 hojas verdaderas y la segunda, justo antes de la cosecha final de septiembre. Las mediciones se llevaron a cabo tanto en el primer año, como en el segundo año de estudio. Las malezas encontradas en el campo se clasificaron mediante tres tipos (juncias, pastos y hoja ancha), se contaron y se pesaron después del secado hasta peso constante y a una temperatura de 70 °C de acuerdo con (Devasinghe et al., 2011). Para evaluar el impacto de la aplicación de herbicidas en la eficiencia del control de malezas (WCE), este último se calculó como:

$$WCE = \frac{(DWC - DWT)}{DWC}$$

Donde DWC es el peso seco de las malas hierbas en áreas no tratadas con herbicidas y DWT es el peso seco de las malas hierbas en áreas tratadas con herbicidas (Mohammed et al., 2016).



**Figura 3.9.** Control de maleza en campo.

### III.7. Seguridad alimentaria

**As, Cd y Pb totales en suelos y granos:** Se utilizaron las muestras recogidas anualmente al final de ciclo de cultivo (octubre). Se recolectó una muestra de suelo compuesta de cuatro submuestras de cada parcela a una profundidad de 0-20 cm. Las muestras se secaron al aire y se pasaron a través de un tamiz (2 mm). La fracción de <2 mm se molió adicionalmente en un mortero de ágata para obtener partículas con un tamaño de grano inferior a 0.2 mm.

Del mismo modo, después de la cosecha, las muestras de grano de arroz se secaron a 60 °C durante 2 días, se descascarillaron a mano, se molieron en un mortero de ágata y se tamizaron utilizando un tamiz de 0.2 mm. Las concentraciones totales de AS, Cd y Pb en suelo y granos se determinaron mediante ICP-OES (ICAP 6500 Duo Thermo®) después de la digestión con HNO<sub>3</sub>:H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (80:20 v/v) en un digestor de microondas (MASRSXpress, CEM), a 220 °C durante 20 minutos.

**As, Cd y Pb disponibles en suelos:** asumiendo que se pueden predecir mediante un procedimiento de extracción de un solo paso, con NaHCO<sub>3</sub> 0.5M (1:10, p:v) para As,

### *III. Materiales y Métodos*

según Pardo et al. (2014), y con DTPA 0.05M (ácido dietilentriaminapentaacético) (1:2, p:v), para Cd y Pb según Lindsay y Norvell (1978).

Todas las muestras se analizaron por triplicado y se midieron en blanco (agua desionizada) en paralelo, para verificar la posible contaminación. Los límites de cuantificación para todos los elementos del suelo, totales y extraíbles fueron de 0.005 mg kg<sup>-1</sup>. Los límites de cuantificación para el total de AS, Cd y Pb en grano de arroz fueron de 0.010 mg kg<sup>-1</sup>. Los procedimientos de control de calidad se realizaron como se describe en detalle por Cortés-Gómez et al. (2021).

**Especiación de As en el grano de arroz:** se realizó en alícuotas de 0.5 g de muestras de grano de arroz, sometidos a un proceso de digestión con 10 ml de HNO<sub>3</sub> al 1 % (0.17 M) (1:20 p:v) a 95 °C durante 90 min en un sistema de digestión por microondas (Milestone ETHOS-1). Las muestras se centrifugaron a 10 000 rpm durante 15 min, a 4 °C. El sobrenadante obtenido se filtró nuevamente a través de un filtro de 0.45 µm y se mantuvo almacenado a -20 °C hasta su análisis. Se separaron las diferentes especies inorgánicas, arsenito As (III) y arseniato As (V), y orgánicas (ácido dimetilarsénico (DMA), ácido monometilarsónico (MMA), y otras formas orgánicas como arsenobetaína (AsB) y arsenocolina (AsC)). La cuantificación se llevó a cabo por cromatografía líquida de alta resolución (HPLC) (Varian Prostar, Spectralab Scientific, Toronto, Canadá) acoplado a un sistema de espectrómetro de masas de plasma acoplado inductivamente (ICP-MS) (Varian 820-MS).

#### **III.8. Análisis estadístico**

Los análisis estadísticos fueron llevados a cabo utilizando el programa IBM SPSS Statistics 22.0 para Windows. Los datos fueron sometidos a un ANOVA de un factor para encontrar diferencias significativas entre los tratamientos estudiados. Además, se realizaron dos ANOVA de un factor para cada variable dependiente teniendo en cuenta el factor Año y el factor Tratamiento dentro de un mismo año y entre años dentro de un mismo tratamiento. Así mismo, se realizaron los test post-hoc de Duncan, con el fin de obtener grupos homogéneos.

Además, se realizaron análisis de correlaciones bivariadas utilizando el coeficiente

de correlación de Pearson y pruebas de significación bilaterales para determinar aquellas correlaciones que fueran estadísticamente significativas. Para todas las pruebas realizadas se ha utilizado un nivel de probabilidad del 5 % para aceptar o rechazar la hipótesis nula.



## **Capítulo IV. PLUBLICACIONES**





## **IV.1. Artículo I**

# **Medium-Term Effects of Sprinkler Irrigation Combined with a Single Compost Application on Water and Rice Productivity and Food Safety**





## **Medium-Term Effects of Sprinkler Irrigation Combined with a Single Compost Application on Water and Rice Productivity and Food Safety**

*David Peña*<sup>1,\*</sup>, *Carmen Martín*<sup>2</sup>, *Damián Fernández-Rodríguez*<sup>3</sup>, *Jaime Terrón-Sánchez*<sup>3</sup>, *Luis Andrés Vicente*<sup>2</sup>, *Ángel Albarrán*<sup>3</sup>, *José Manuel Rato-Nunes*<sup>4</sup> and *Antonio López-Piñeiro*<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Área de Edafología y Química Agrícola, Escuela de Ingenierías Agrarias—IACYS, Universidad de Extremadura, Ctra de Cáceres, 06071 Badajoz, Spain

<sup>2</sup> Área de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Ciencias—IACYS, Universidad de Extremadura, Avda de Elvas s/n, 06071 Badajoz, Spain

<sup>3</sup> Área de Producción Vegetal, Escuela de Ingenierías Agrarias—IACYS, Universidad de Extremadura, Ctra de Cáceres, 06071 Badajoz, Spain

<sup>4</sup> Instituto Politécnico de Portalegre, Escola Superior Agraria de Elvas, 7350-092 Elvas, Portugal

**Revista:** Plants

**Editorial:** MDPI

**Categoría:** Plants Science

**Factor de impacto:** 4.658 (JCR 2021)

**Cuartil:** Q1(39/239)

**Volumen:** 12

**Artículo:** 456

**Año de publicación:** 2023

**DOI:** <https://doi.org/10.3390/plants12030456>

## Article

# Medium-Term Effects of Sprinkler Irrigation Combined with a Single Compost Application on Water and Rice Productivity and Food Safety

David Peña <sup>1,\*</sup>, Carmen Martín <sup>2</sup>, Damián Fernández-Rodríguez <sup>3</sup>, Jaime Terrón-Sánchez <sup>3</sup>, Luis Andrés Vicente <sup>2</sup>, Ángel Albarrán <sup>3</sup>, Jose Manuel Rato-Nunes <sup>4</sup> and Antonio López-Piñero <sup>2</sup>

- <sup>1</sup> Área de Edafología y Química Agrícola, Escuela de Ingenierías Agrarias—IACYS, Universidad de Extremadura, Ctra de Cáceres, 06071 Badajoz, Spain
- <sup>2</sup> Área de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Ciencias—IACYS, Universidad de Extremadura, Avda de Elvas s/n, 06071 Badajoz, Spain
- <sup>3</sup> Área de Producción Vegetal, Escuela de Ingenierías Agrarias—IACYS, Universidad de Extremadura, Ctra de Cáceres, 06071 Badajoz, Spain
- <sup>4</sup> Instituto Politécnico de Portalegre, Escola Superior Agraria de Elvas, 7350-092 Elvas, Portugal
- \* Correspondence: davidpa@unex.es

**Abstract:** Traditional rice (*Oryza sativa* L.) management (tillage and flooding) is unsustainable due to soil degradation and the large amount of irrigation water used, an issue which is exacerbated in the Mediterranean region. Therefore, there is a need to explore rice management strategies in order to improve water-use efficiency and ensure its sustainability. Thus, field experiments were conducted to determine the medium-term effects of different irrigation and tillage methods combined with a single compost application on water and rice productivity, as well as food safety in a semiarid Mediterranean region. The management systems evaluated were: sprinkler irrigation in combination with no-tillage (SNT), sprinkler irrigation in combination with conventional tillage (ST), which were implemented in 2015, and flooding irrigation in combination with conventional tillage (FT), and their homologues (SNT-C, ST-C, and FT-C) with single compost application in 2015. In reference to rice grain yield, the highest values were observed under ST treatment with 10 307 and 11 625 kg ha<sup>-1</sup> in 2018 and 2019 respectively; whereas between FT and SNT there were no significant differences, with 8 140 kg ha<sup>-1</sup> as mean value through the study. Nevertheless, sprinkler irrigation allowed saving 55% of the total amount of water applied in reference to flooding irrigation. Furthermore, the highest arsenic concentration in grains was found under FT but it decreased with compost application (FT-C) and especially with sprinkler irrigation, regardless of tillage management systems. However, sprinkler irrigation favors the cadmium uptake by plants, although this process was reduced under SNT in reference to ST, and especially under amended compost treatments. Therefore, our results suggested that a combination of sprinkler irrigation and compost application, regardless of the tillage system, could be an excellent strategy for rice management for the Mediterranean environment in terms of water and crop productivity as well as food safety.

**Keywords:** direct seeding; efficient irrigation method; organic compost; rice productivity



**Citation:** Peña, D.; Martín, C.; Fernández-Rodríguez, D.; Terrón-Sánchez, J.; Vicente, L.A.; Albarrán, Á.; Rato-Nunes, J.M.; López-Piñero, A. Medium-Term Effects of Sprinkler Irrigation Combined with a Single Compost Application on Water and Rice Productivity and Food Safety. *Plants* **2023**, *12*, 456. <https://doi.org/10.3390/plants12030456>

Academic Editors: Yang Gao and Aiwang Duan

Received: 21 December 2022

Revised: 11 January 2023

Accepted: 16 January 2023

Published: 19 January 2023



**Copyright:** © 2023 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

## 1. Introduction

One of the most relevant challenges to agriculture in the immediate future is the management of soil and water resources that are increasingly degraded and scarce [1]. A clear example of that is rice, which is a crucial crop to global food safety, but traditionally cultivated through unsustainable practices which include intensive tillage techniques and flooding irrigation [2]. In this sense, intensive tillage operations aggravate the problem through the accelerating of soil organic matter, the disruption of soil structure, and the decline of biological activity, thus compromising the yields and sustainability of crops [3].

In order to improve these environmental impacts, conservation tillage practices need to be implemented [4], such as “direct seeding” through the total elimination of the tillage operations. It is especially important in the Mediterranean area, whose soils are characterized by low organic matter content due to inadequate soil management [5]. However, although no-tillage management could be used to improve soil conservation, its impact on rice growth is not fully understood or still controversial [6]. In fact, Sánchez-Llerena et al. [7] conducted a field experiment under Mediterranean conditions, indicating that no-tillage management improves soil properties, leading to an increase in rice yield. Nevertheless, Singh et al. [8] observed that rice yield was significantly lower under no-tillage than under tillage management due to differences in weed infestation between both managements. Generally, the lack of soil disturbance under no-tillage conditions favors the soil properties through soil organic matter content, being the time of implementation a crucial factor on crop yields. Thus, whereas significant decreases have been observed in the short-term implementation of no-tillage management [9] increases in rice yields had been found under long-term implementation [10]. These differences could be caused by soil organic matter content which at long-term is higher than short-term implementation [11]. In addition, several studies had been reported that the application of organic amendments could increase rice yield by increasing the storage of soil organic matter and soil nutrient content [12]. However, due to the numerous variables involved such as soil properties, type of organic amendments, and its rate, as well as climatic conditions, determining the impacts of organic amendments on rice yield is quite difficult [13]. Besides, the application of organic amendments improves soil water retention, and thereby, plant available water [14], contributing to increasing water productivity. That is particularly crucial in rice crops whose water consumption under the traditional system may reach up to 5 000 L to produce 1 kg of rice [15]. This situation is environmentally unsustainable, especially in Mediterranean regions where water resources are limited. However, rice growing, which is mainly located in the poorest regions of the European Union, plays quite an important role in the socio-economic developments of these regions. In this sense, different water-saving methods have been developed to improve water-use efficiency in rice crops [16]. In fact, Spanu et al. [17] in a 2-year field study under Mediterranean climatic conditions and for 26 rice genotypes found that average yields of rice irrigated by flooding and sprinkler were never statistically different from each other. Therefore, the transition from flooding to sprinkler rice irrigation could lead along with similar yields important environmental advantages such as halved water requirements, the avoidance of soil leveling and the use of specific agricultural machinery, and reduce the number and intensity of treatments against weeds [7,17,18]. However, other studies showed that aerobic rice can lead to decreases in rice yield in reference to flooded conditions [19,20]. In fact, Bozkurt-Colak et al. [21], in a 2-year field experiment in the Mediterranean Region, indicated that the implementation of aerobic rice could lead to significant reductions of up 40% in the rice yield in reference to the permanent flooding irrigation system. Therefore, identifying the factors that determine the differences in yield levels between aerobic and flooded management is a crucial step towards the sustainable productivity of rice. Furthermore, studies determining the medium- and long-term effects of rice management alternatives on yield parameters are needed in order to validate their effectiveness because most research explores the short-term effects [22].

Another important issue associated with flooded conditions is the high level of metalloids and heavy metals in rice grain, which leads to serious health problems [23]. In particular, compared to other cereals such as maize, wheat, or barley; rice accumulates a much higher content of arsenic (As) and cadmium (Cd) in the grains, causing a global environmental health concern [24]. Several studies have indicated that water management cause changes in physicochemical soil properties, which may affect the As and Cd uptake by rice plants [25]. However, the trends found in studies evaluating the effects of rice water management on metal accumulation in grain have often been contradictory. Thus, whereas different studies have found that the transition from flooding to aerobic irrigation in rice growing decreased considerably the As concentration but enhanced Cd transfer

to grain [26,27], Spanu et al. [17,28] showed a decrease in As and Cd grain concentration under a sprinkler in comparison to flooding irrigation. Therefore, further research is needed to develop an effective rice management in order to reduce the uptake of toxic elements. In this sense, previous researchers have found that the application of organic amendments could reduce Cd bioavailability [29]. However, Bai et al. [30] observed that straw application increased the uptake of Cd by rice plants, showing again that processes of metal translocation in amended soils are quite complex [31].

The olive oil industry is very important for the socioeconomic development of Mediterranean countries, where more than 90% of the world's olive oil is produced. However, these countries are facing serious environmental issues regarding the seasonal generation of large amounts of waste [32]. Only in Spain over five million tonnes of two-phase olive mill waste are produced annually, and therefore it is necessary to find useful practices for its disposal. This waste contains up to 85% of organic matter and its use as organic amendment may therefore lead to an excellent alternative for its management, thereby achieving one of the European Union about Circular Economic Strategy essential aims: the wastes should be reused [33]. However, two-phase olive mill waste must be correctly managed to avoid serious environmental effects such as decreases in soil quality and contamination of atmospheric and pollution of aquatic ecosystems [34], or even toxicity problems for the crops. In this sense, several investigations have proposed that composting is a suitable method for two-phase olive mill waste valorization [35].

In spite of the unsustainability of rice crops under traditional management, particularly in Mediterranean regions with semi-arid climate conditions, there is little research about the impact of alternative managements on rice productivity, as well as food safety. Besides, to the best of our knowledge, there have as yet not been studies that determining the medium-term effects of composted two-phase olive mill waste application under different irrigation (flooding and sprinkler) and tillage (conventional tillage and direct seeding) methods, and clearly such information is required to determine the viability. Thus, field experiments were conducted to determine the medium-term effects of different irrigation and tillage methods combined with a single compost application on water and rice productivity, as well as food safety in a semiarid Mediterranean region. In addition, the present results have been closely compared with previous studies where the short-term effects of these methods on water and rice productivity [36] and food safety [29] were analyzed in order to test the longevity of these alternatives, a basic step for their implementation as sustainable rice systems.

## 2. Materials and Methods

### 2.1. Study Site, Experimental Design and Field Management

The study was carried out under field conditions located in Gévora (38°55' N; 6°57' W altitude of 180 m a.s.l.), Southern Spain. The climate is Mediterranean, characterized by dry and hot summers and rainfall mainly concentrated in winter (with annual values < 480 mm). The soil is classified as Hydragic Anthrosol [37] whose texture is loam, with 20.8% clay, 28.9% silt, and 50.3% sand. This study site had been dedicated to rice (*Oriza sativa* L.) monocropping for a long time under traditional management (flooding and deep ploughing). Thus, after the rice harvest in December 2014, the field was divided into 180-m<sup>2</sup> experimental blocks and was subjected to six different management systems. These systems were: rice-growing under sprinkler irrigation and no tillage (direct seeding) without (SNT) and with the application of compost (SNT-C); rice-growing under sprinkler irrigation and conventional tillage without (ST) and with the application of compost (ST-C); and rice-growing under flooding irrigation and conventional tillage without (FT) and with application of compost (FT-C). SNT and ST were implemented in order to determine the effects of tillage on water and rice productivity, as well as food safety under a water saving method (sprinkler irrigation). All treatments were carried out in triplicate, therefore, the experimental field showed eighteen blocks. A single application of compost in April 2015 was performed at rate of 80 Mg ha<sup>-1</sup>. The main properties of soils and compost are pre-

sented in Tables S1 and S2, respectively (Supplementary materials). Hence, in order to determine the medium-term effects of these managements on agronomic rice parameters and metals accumulation in rice grains the data shown in the present study correspond with two rice cropping cycles, 2018 and 2019, four and five years after their implementation, respectively. The data of temperature, rainfall, and rice evapotranspiration ( $ET_C$ ) registered at the field location during 2018 and 2019 are shown in Table S3 (Supplementary materials). Briefly, rice, as the sole crop, was sown at a dosage of  $160 \text{ kg ha}^{-1}$  seeds of *Oryza Sativa* L. in early May and harvested at the end of September each year. Every year, all treatments received three fertilizer applications, one with (9-18-27) complex fertilizer as basal dressing before sowing, and two applications of urea as N fertilizer during the rice growing cycle. Rice was irrigated with Guadiana river water through a sprinkler system in ST, ST-C, SNT, and SNT-C giving total coverage, and then via flooding in FT and FT-C. The water applied was monitored by water flow-meters, being the consumption of water under sprinklers far lower than the flooding system. Hence, the water supply in sprinkler irrigation treatments was  $8\,607 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  and  $8\,879 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  for 2018 and 2019, respectively; whereas in flooding irrigation treatments was  $16\,275$  and  $15\,350 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  for 2018 and 2019, respectively. Pre-emergence weed control was performed using  $1.5 \text{ kg ha}^{-1}$  of Pendimethalin for the rice irrigated by sprinkler, whereas the rice irrigated with continuous flooding was treated with  $360 \text{ g ha}^{-1}$  of Clomazone, and a mixture of Imazamox ( $70 \text{ g ha}^{-1}$ ) and 2-methyl-4-chlorophenoxyacetic acid ( $500 \text{ g ha}^{-1}$ ) for postemergence weed control.

## 2.2. Data Collection

### 2.2.1. Weed Control Efficiency

Weed samples were collected from  $30 \times 30 \text{ cm}$  quadrats per plot (sampling unit) in order to determine the impact of the different treatments on weed control efficiency (WCE), which was calculated as:  $WCE = (DWC - DWT)/DWC$  (1), where DWC is dry weight of weeds in non-treated plots and DWT is the dry weight of weeds in treated plots [38].

### 2.2.2. Agronomic Parameters

In each plot, agronomic parameters were analyzed from a  $2 \text{ m}^2$  area ( $6 \text{ m}^2$  for each treatment). In addition, the standard moisture of  $0.14 \text{ g H}_2\text{O g}^{-1}$  fresh weight was adjusted to production parameters. The ratio between sprouting seeds and total seeds sown is used to calculate the germination index (GI). The ripening index percentage (RI) was calculated as the percent ratio of the filled grain number and total grain number. Grain yield (Y) was determined as the direct weight of all filled grains per panicle collected in the trial area. Water productivity (WP) was defined as the ratio between Y and the applied amount of irrigation water.

### 2.2.3. Arsenic and Cadmium in Soil and Rice Grain

After the harvest, four subsamples of soil from 0–20 cm depth were taken for each plot by a manual auger, air-dried, and milled in an agata mortar to obtain particles with a lower grain size ( $<0.2 \text{ mm}$ ). Likewise, a significant sample of rice grain from each plot was dried at  $60 \text{ }^\circ\text{C}$  to constant weight and then dehusked, milled, and sieved to  $0.2 \text{ mm}$ . In these samples were determined the total arsenic (As) and cadmium (Cd) concentrations by atomic emission spectroscopy as described by Alvarenga et al. [29]. In addition, in order to enhance the knowledge about the effect of different system managements on food safety, arsenic speciation in the rice grain was also determined as described by Alvarenga et al. [29].

## 2.3. Statistical Analyses

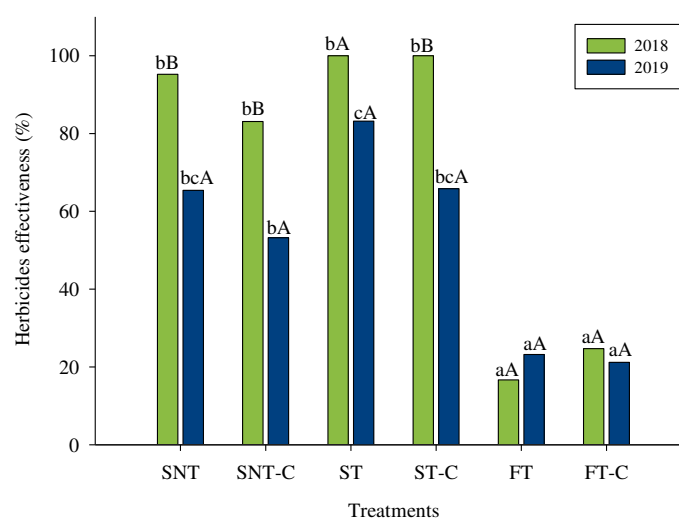
The SPSS software package (22.0) was used to perform the statistical analyses. The data were subjected to a one-way ANOVA, after verifying the normality and homogeneity of variances, to determine the significance of treatment and year. Duncan's test was used for multiple comparisons. In order to find significant correlations between the results Pearson's correlations were carried out. Furthermore, the data were also subjected to a two-way

ANOVA to determine the significance of the interaction (Year X Treatment). Statistical significant differences at the 0.05, 0.01, and 0.001 level of probability were indicated by \*, \*\*, and \*\*\*, respectively.

### 3. Results and Discussion

#### 3.1. Weed Control Efficiency

The effects of management systems on herbicide efficacy are presented in Figure 1. For both years, in the original managements, the lowest values were found under FT treatment, with values of 16.7 and 23.2% of herbicides efficacy in 2018 and 2019 (Figure 1). However, under sprinkler irrigation, the application of herbicides was an effective strategy for weed control, especially under tillage methods, whose values were over 80% in both years of the study (Figure 1). Therefore, our results suggest that the permanent flooding irrigation system did not ensure an effective control over weeds in rice crops. Similarly, different authors (e.g., [39]) had indicated that the continuous use of permanent flooding systems under rice monoculture caused that weed species to be well-adapted to this condition. Furthermore, there are recent researches that indicated different rice management systems can modify the behavior of herbicides. In fact, there are studies that had been reported a faster dissipation of herbicides in flooded than non-flooded soil conditions, for different herbicides widely applied in rice crops such as bispyribac-sodium, clomazone, MCPA [40–42]. Therefore, the short persistence under flooding irrigation could lead to a lower herbicide efficacy. Similar to found Peña et al. [36] for short-term effects, the medium-term effects of compost on herbicides efficacy in reference to original management were not significant, showing a similar trend between them (Figure 1), suggesting that the water management and tillage operations are the principal factors on weed control for rice crop.



**Figure 1.** Effects of different management systems on herbicides effectiveness. Different letters indicate differences ( $p < 0.05$ ) between treatments in the same year (lower case letters) and between years within the same treatment (upper case letters).

#### 3.2. Agronomic Parameters

The effects of management systems on rice yield components are shown in Table 1. Regardless, of the tillage system, the sprinkler treatments showed values of germination index (GI) significantly higher than flooding treatments, in both year of the study (Table 1). Similar results has been found by Chamara et al. [43] who indicated that flooding irrigation reduces seed rice germination and crop stand but helps in weed control. Furthermore, regardless of the treatment, the middle-term effects of compost on GI were not significantly (Table 1), even though compost increased the pH of soils (Table S1), property that showed a significant and positive correlation with GI ( $r = 0.551$  \*\*). Similar findings were observed

by Wijayanto et al. [44] who indicated the importance of soil pH on germination and growth of rice due to its effect on level of toxicity and/or deficiency to certain minerals.

**Table 1.** Medium-term effects of different management systems on rice yield components.

	GI (%)	RI (%)	Y (kg ha <sup>-1</sup> )	WP (g L <sup>-1</sup> )
2018				
SNT	56.5cA	87.0aB	9 226abA	1.07bA
SNT-C	51.9bcA	88.2aB	9 183abA	1.07bA
ST	52.2cA	88.6aB	10 307bA	1.20bA
ST-C	52.7cA	86.2aA	10 212bA	1.19bA
FT	46.2abB	88.4aB	8 343aA	0.513aA
FT-C	43.8aB	91.0aB	7 780aA	0.478aA
2019				
SNT	62.7bA	73.2aA	7 070aA	0.796bA
SNT-C	59.4bA	73.1aA	8 436aA	0.950bA
ST	62.9bB	82.3bA	11 625bA	1.31cA
ST-C	58.4bA	80.2bA	10 872bA	1.22cA
FT	31.6aA	74.7aA	7 921aA	0.516aA
FT-C	31.6aA	73.5aA	7 654aA	0.499aA
Y	NS	***	NS	NS
T	***	*	***	***
Y × T	*	NS	*	**

GI: Germination Index; RI: Ripening index; Y: Yield; WP: Water Productivity; ANOVA factors are Y: Year; T: Treatment; Y × T: Interaction Year × Treatment. F-values indicate the significance levels \*  $p < 0.05$ ; \*\*  $p < 0.01$ ; \*\*\*  $p < 0.001$ , respectively, and NS: not significant. Different letters indicate differences ( $p < 0.05$ ) between treatments in the same year (lower case letters) and between years within the same treatment (upper case letters).

In reference to the ripening index (RI), whereas in 2018 there were no significant differences between treatments, with an average value of 88.2% (Table 1), in 2019 the highest value was observed under ST treatment (82.3%, Table 1), without find significant differences between SNT and FT (73.2% and 74.7%, respectively, Table 1). These results demonstrate that the potential risk of water stress in rice under aerobic rice, which has been observed by different authors [45] disappears at least in the medium term. In fact, under tillage operations, after 5 years of implementation, the sprinkler irrigation (ST) showed higher values of RI than flooding (FT) (Table 1), however, under the same treatments Peña et al. [36] found opposite tendency (higher RI in FT than ST) but for short-term effect, indicating the importance of evaluated the effects beyond short-term. The effects of compost were not significant under any management system (Table 1), probably because the amounts of water applied were meet the water requirements of rice crops ( $ET_c$ ). Furthermore, it is important to note the significant decreases found in 2019 in reference to 2018 in all treatments (except ST-C), a result that could be due to increases in EC values (Table S1), as shown by the significant and negative correlation between RI and EC ( $r = -0.674$  \*\*). Likewise, other authors (e.g., [46]) indicated that rice is a salt-sensitive crop because its growth and yield components were significantly reduced by salinity stress. Besides, another possible reason to explain the trend of RI values was the herbicide's efficacy, in fact, a significant and positive correlation was found between both ( $r = 0.534$  \*\*). Similar results were indicated by Korres et al. [47] who showed that salinity and weed are able to act synergically, increasing the negative effects on rice growth, suggesting that future research should be focused on these issues.

The parameter of grain yield (Y) was significantly affected by the treatments (Table 1). Thus, Y values were greater in ST than SNT by factors of 1.12 and 1.64 for 2018 and 2019, respectively, and in ST than FT by factors of 1.24 and 1.47 for 2018 and 2019 (Table 1). Therefore, the medium-term effects of the transition from flooding to sprinkler irrigation on Y levels were positive, especially under tillage conditions. One explanation for these results could be the increases in pH values observed in sprinkler irrigation treatments in reference to flooding treatments (Table S1). Indeed, Y was significant and positively correlated



with pH ( $r = 0.361^*$ ) indicating that pH could be an important factor in rice production, probably due to an improvement in nutrient availability [48]. Besides, a significant and positive correlation was also observed between Y and GI ( $r = 0.447^{**}$ ) and Y and RI ( $r = 0.331^*$ ), indicating that those management systems which improved rice growth also lead to grain yield increases. Furthermore, the trend observed in Y values could be to explain by differences observed in the herbicide's efficacy between the treatments. In fact, Y values had a significant positive correlation with herbicide efficacy ( $r = 0.433^{**}$ ) suggesting that is very important to achieve optimum weed control in rice crops in order to ensure their agronomic and economic viability. These are coherent with several studies that reported that weed competition is one of the major biotic issues for rice production (e.g., [39,49]). Despite there were no significant differences between years for any management system (the factor year was not significant, Table 1), is important to note that whereas under flooding irrigation the Y values were stagnant at around  $8\,000\text{ kg ha}^{-1}$ , under sprinkler irrigation the variations depend on the tillage operations. Thus, under SNT the Y values decreased from  $9\,226$  to  $7\,070\text{ kg ha}^{-1}$  whereas under ST the Y values increased from  $10\,307$  to  $11\,625\text{ kg ha}^{-1}$  throughout the study period (Table 1). Furthermore, the values found under ST at medium-term effect were higher than those observed by Peña et al. [36] for the short-term, indicating that the productive capacity of this management increases over time. Similar results were observed by Madhukar et al. [50] who suggested strategies such as the conservation of soil and water resources, as well as the rotation of crops, in order to prevent rice yield stagnation under flooding irrigation. The differences found in the trend of Y values between treatments under sprinkler irrigation (SNT and ST) could be explained by salinity stress, since rice is a salt-sensitive crop, because under ST the mean value of EC was  $2.00\text{ dS m}^{-1}$ , without significant differences throughout the study period, however, under SNT the values of EC increasing from  $1.45$  to  $5.97\text{ dS m}^{-1}$  (Table S1). In reference to the effect of compost is important to emphasize the increase observed in Y values under SNT-C in reference to SNT for the last year of the study ( $8\,436\text{ kg ha}^{-1}$  and  $7\,070\text{ kg ha}^{-1}$ , respectively), suggesting that residual effects of compost application could be an interesting alternative to mitigate salinity stress in rice crop. Likewise, increases in resistance to salinity stress were reported in rice crops after organic amendment application [51,52]. In fact, in crops such as tomato and wheat, the application of organic amendment increased stomatal conductance and stomatal density under salinity conditions, as well as enhanced moisture content and sodium binding property in the soil, which reduced the salinity stress [53].

Our results showed a clear trend for water productivity (WP) values, with the highest values under ST and ST-C treatments and the lowest under FT and FT-C throughout the study (Table 1). Thus, after five years of management system implementation, WP values were significantly greater by factors of 1.65 and 2.54 in ST than in SNT and FT, respectively, suggesting that flooding could be not effective irrigation system for rice crops. These are in line with different studies, which showed that values of WP increased under different water-saving rice management such as alternate wetting and drying irrigation [54], aerobic rice system [36], and drip irrigation [55], demonstrating the sustainability of these management systems, especially in areas characterized by scarcity of water resources. The effects of compost application on WP were not significant in reference to the original treatments (Table 1). However, WP was positively and significantly correlated with B-glucosidase and Urease (Figure S1) ( $r = 0.431^{**}$  and  $r = 0.378^*$ ), respectively; indicating that the rice managements used to enhance the soil microbial activity could also be useful to maximize the productivity of water applied in this crop [56].

### 3.3. Arsenic and Cadmium in Soil and Rice Grain

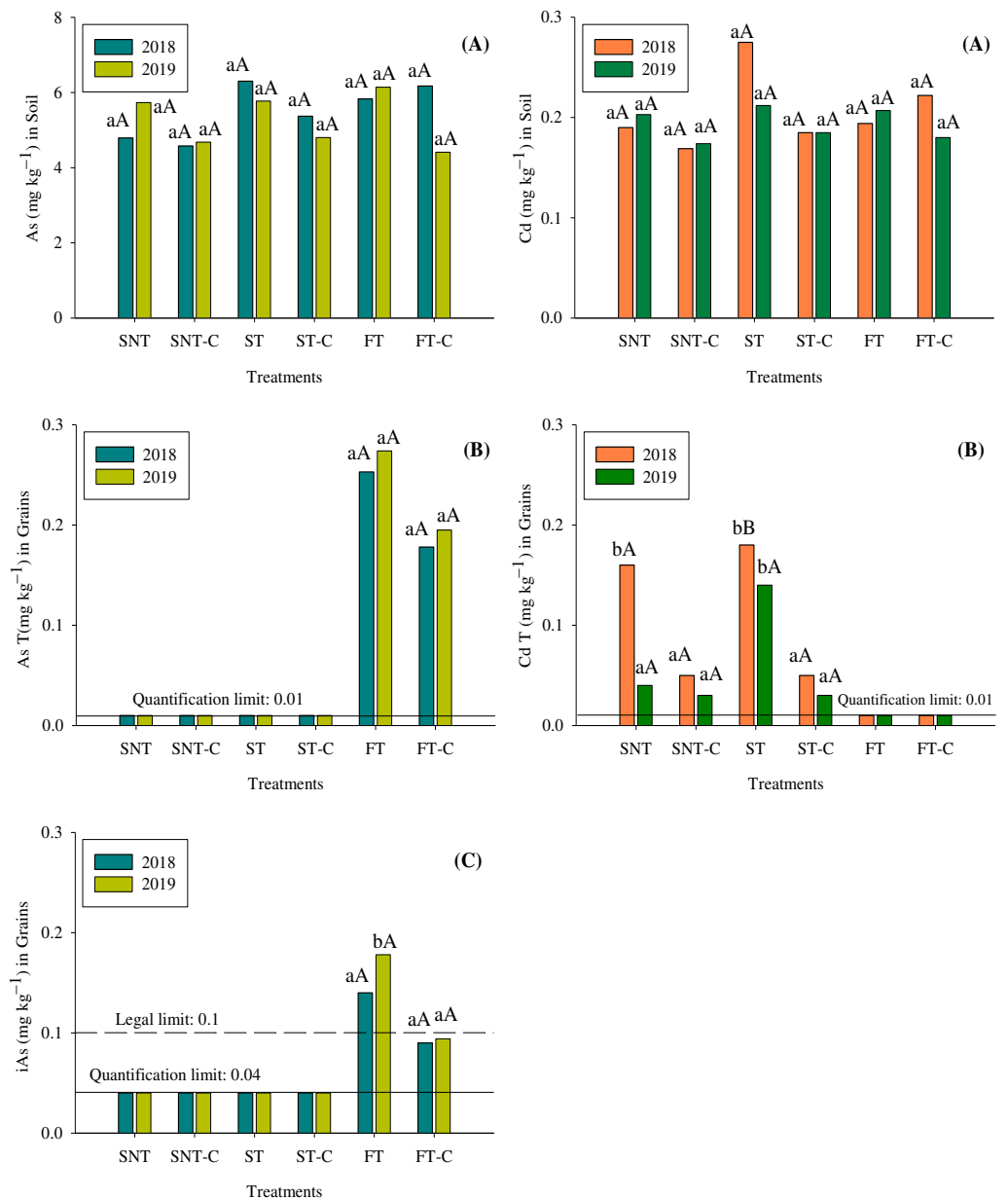
The effects of management systems on total As and Cd concentrations in soil (A) and rice grain (B) are presented in Figure 2. The values of total As concentrations in soils ranged from  $3.99$  to  $6.17\text{ mg kg}^{-1}$  throughout the study period, without significant differences between the management system and between years. These values were close to those observed by Kabata-Pendias [57], who found a mean value of  $6.83\text{ mg kg}^{-1}$ , but lower

than those observed by Rokonuzzaman et al. [58]; who found values of total As in soil ranged between 11.1 and 22.6 mg kg<sup>-1</sup>, and 101.6 mg kg<sup>-1</sup> observed by Zhang et al. [59] in a paddy soil around a mine in China. Same as for As, the values of total Cd concentration in soils ranged from 0.190 and 0.275 mg kg<sup>-1</sup> throughout the study period, without significant differences between the management system and between years (Figure 2A). This range of concentrations can be considered normal but is low when compared with values of paddy soil collected from near the mining area. In fact, in a review carried out by Carrijo et al. [60] reported values of total Cd from 0.009 to 6.4 mg kg<sup>-1</sup> for paddy soil. Therefore, according to the values of As and Cd concentrations, our soils are suitable for rice production. Furthermore, the compost used had a total As concentration of 4 mg kg<sup>-1</sup> and total Cd concentration of 0.148 mg kg<sup>-1</sup> (Table S2), therefore complied with the threshold values for As and Cd (40 mg inorganic As kg<sup>-1</sup> and 2 mg kg<sup>-1</sup>, respectively) indicated in Regulation (EU) 2019/1009 of the European Parliament and of the Council.

Unlike in soil, the management systems had significant effects on total As and Cd concentration in rice grains (Figure 2B). Thus, whereas As concentrations were 0.253 and 0.274 mg kg<sup>-1</sup> under FT in 2018 and 2019, respectively, and 0.178 and 0.195 mg kg<sup>-1</sup> under FT-C in 2018 and 2019, respectively, when sprinkler irrigation was used, the values were below the quantification limit (<0.01 mg kg<sup>-1</sup>), regardless of treatment and year. Similar results had been indicated by several authors (e.g., [29,60]) who indicated that under flooding conditions As is more efficiently taken up by rice plants in reference to other water-saving irrigation methods, due to with permanent flooding arsenate is reduced to arsenite, which is less strongly adsorbed by soil ferric oxides and more efficiently taken up by rice plants [60]. However, the limit established by the European Union legislation in rice grain is 0.20 mg Kg<sup>-1</sup> of inorganic As (As (III) + As (V)) due to its higher toxicity capacity than organic As. Therefore, the effects of management systems on inorganic As (iAs) in rice grain are presented in Figure 2C. Similar to total As, the irrigation methods play an important role in iAs concentration in rice grains. Thus, under sprinkler irrigation, the values of iAS were below the quantification limit (<0.04 mg kg<sup>-1</sup>), regardless of treatment and year, whereas under FT treatment 0.140 and 0.178 mg kg<sup>-1</sup> were observed in 2018 and 2019, respectively (Figure 2C). Therefore, from a food safety point of view, these results suggested that rice production under aerobic irrigation, regardless of tillage methods, was a better option than flooding irrigation. Furthermore, is important to note that iAS values in rice grain decreased in FT-C in reference to FT, being these differences significant in the last year of the study (Figure 2C). Thus, the values of iAS decreased by factors of 1.55 and 1.89 in 2018 and 2019, respectively. These results could be very interesting due to the application of compost in its medium-term effects to achieve a reduction in iAs under permanent flooding irrigation. Besides, from an economic point of view for farmers, is also very important because the rice produced under FT-C can be destined for the production of food for infants and young children, whose limit established by the European Union legislation is 0.1 mg iAS kg<sup>-1</sup>. Similar results had been described by Sengupta et al. [61] who indicated that organic amendments reduced the As uptake by plants due to of organo-As chelates. However, Alvarenga et al. [29] showed no significant differences in iAS between FT and FT-C when the short-term effect was analyzed, probably due to changes in the properties of compost under five year aging at field conditions.

The European Union legislation also limits the Cd content, another important toxic element, in rice grain (0.2 mg kg<sup>-1</sup>). Unlike As, the values of Cd concentration were significantly increased under sprinklers in reference to flooding irrigation, however, the limit of 0.2 mg kg<sup>-1</sup> did not exceed by any management systems (Figure 2B). These results are coherent with several studies that also reported that water-saving irrigation reduces grain arsenic but enhances cadmium [24,62]. However, Spanu et al. [17,28] who studied the effect of the irrigation method on the bioaccumulation of toxic elements in rice grain, indicated that sprinkler irrigation could be interesting management in order to reduce the Cd concentration in rice grain, although these authors observed that this result could

depend on the crop year. In this sense, the research carried out to determine the medium-term, as in the present study, or long-term effects take on even greater importance.



**Figure 2.** Medium-term effects of different management systems on concentrations of As and Cd in the soils (A), in the rice grains (B) and on concentrations of Inorganic As (iAs) in the rice grains (C). Different letters indicate differences ( $p < 0.05$ ) between treatments in the same year (lower case letters) and between years within the same treatment (upper case letters). Note: the concentrations of organic fractions of As were always below the quantification limit ( $0.05 \text{ mg kg}^{-1}$ ).

Furthermore, is important to highlight the differences found between SNT and ST treatments. Indeed, the values of Cd concentration in rice under SNT were 1.15 and 3.81 times lower than ST in 2018 and 2019, respectively (Figure 2B). Therefore, in the context of food security and after several years of implementation the grain produced under SNT is better than ST due to having a similar content in iAs but with a lower content in Cd. However, regarding short-term effects there were no difference between them [27]. Probably, these differences could be to explain by pH values, higher in SNT than ST (Table S1), due to an increase in pH soil could lower the mobility of Cd through the

forming and precipitation of  $\text{Cd}(\text{OH})^-$  [63]. Similarly, under compost-amended treatments (SNT-C and ST-C) the Cd concentration significantly decreases in reference to their original management (Figure 2B). These effects could be explained by the formation of organo-Cd chelated, in particular, HA is able to offer absorption sites to bind Cd in soil [64], reducing the Cd uptake by plants. In fact, a significant and negative correlation was observed between HA and grain Cd concentrations ( $r = -0.375^*$ ).

#### 4. Conclusions

After five years of different sprinkler irrigation and tillage methods, combined with only one compost application, significant changes in water and rice crop productivity, and bioaccumulation of toxic elements in grain were observed. In fact, the use of sprinklers instead of flooding irrigation methods has allowed us to obtain a significant increase in yields, with halved water applied. Furthermore, the risk of arsenic accumulated in rice grain when flooding irrigation was used, decreased with residual compost effects, and was directly eliminated under sprinkler irrigation, regardless of the tillage methods. Nevertheless, the accumulation of cadmium in rice grains was favored in sprinkler irrigation conditions, especially under tillage management; although this risk could be reduced with the application of compost. Therefore, under semiarid Mediterranean conditions, the transition from flooding to sprinkler irrigation method, in combination with compost application, may be an interesting strategy to increase rice sustainability, increase the water and crop productivity, as well as reduce the risk of arsenic and cadmium accumulation in grains.

**Supplementary Materials:** The following supporting information can be downloaded at: <https://www.mdpi.com/article/10.3390/plants12030456/s1>, Table S1: Effects of different management systems on soil physicochemical properties (0–20 cm depth); Table S2: Properties of compost used in the experiment; Table S3: Mean maximum (Max) and minimum (Min) temperatures, rainfall and rice evapotranspiration (ETc), registered at the field location during 2018 and 2019 and Figure S1: Effects of different management systems on dehydrogenase activity (A), B-glucosidase (B), Urease (C) and Phosphatase (PHO) (0–10 cm depth). Refs. [65,66] are also cited in Supplementary Materials.

**Author Contributions:** Conceptualization, D.P., Á.A., J.M.R.-N. and A.L.-P.; methodology, C.M., D.F.-R., Á.A., A.L.-P.; validation, Á.A., J.M.R.-N. and A.L.-P.; formal analysis, D.P.; C.M.; J.T.-S. and L.A.V.; investigation, D.P., C.M., D.F.-R., Á.A. and A.L.-P.; resources, Á.A., J.M.R.-N. and A.L.-P.; data curation, D.P., C.M., Á.A. and A.L.-P.; writing—original draft preparation, D.P., C.M., J.T.-S. and L.A.V.; writing—review and editing, D.P., C.M., J.T.-S., L.A.V., J.M.R.-N. and A.L.-P.; visualization, D.P., Á.A., J.M.R.-N. and A.L.-P.; supervision, D.P., Á.A. and A.L.-P.; project administration, A.L.-P.; funding acquisition, A.L.-P. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

**Funding:** This research was funded by Grant GR21038 and IB16075 funded by the Extremadura Regional Government, Grant RTI2018-095461-B-I00, PID2021-123062OB-100 funded by MCIN/AEI/10.13039/501100011033, and by “ERDF A way of making Europe” and TED2021-129790B-I00 funded by MCIN/AEI/10.13039/501100011033 and by European Union NextGenerationEU/ PRTR. Jaime Terrón Sánchez and Carmen Martín are recipients of a grant from the Extremadura Regional Government’s Consejería de Economía, Comercio e Innovación, co-financing ESF A way of making Europe (PD18025; PD18026).

**Data Availability Statement:** Not applicable.

**Conflicts of Interest:** The authors declare no conflict of interest.

#### References

1. Campillo, C.; Gordillo, J.; Santiago, L.M.; Cordoba, A.; Martinez, L.; Prieto, M.H.; Fortes, R. Development of an efficient water management system in commercial processing tomato farms. *Acta Hort.* **2017**, *1159*, 23–30. [CrossRef]
2. Sandhu, N.; Yadav, S.; Singh, V.K.; Kumar, A. Effective crop management and modern breeding strategies to ensure higher crop productivity under direct seeded rice cultivation system: A review. *Agronomy* **2021**, *11*, 1264. [CrossRef]
3. Hussain, S.; Hussain, S.; Guo, R.; Sarwar, M.; Ren, X.; Krstic, D.; Aslam, Z.; Zulifqar, U.; Rauf, A.; Hano, C.; et al. Carbon sequestration to avoid soil degradation: A review on the role of conservation tillage. *Plants* **2021**, *10*, 2001. [CrossRef] [PubMed]

4. Merante, P.; Van Passel, S.; Pacini, C. Using agro-environmental models to design a sustainable benchmark for the sustainable value method. *Agric. Syst.* **2015**, *136*, 1–13. [[CrossRef](#)]
5. Rato Nunes, J.; Cabral, F.; López-Piñero, A. Short-term effects on soil properties and wheat production from secondary paper sludge application on two Mediterranean agricultural soils. *Bioresour. Technol.* **2008**, *99*, 4935–4942. [[CrossRef](#)]
6. Huang, M.; Zou, Y.; Jiang, P.; Xia, B.; Feng, Y.; Cheng, Z.; Mo, Y. Effect of tillage on soil and crop properties of wet-seeded flooded rice. *Field Crop. Res.* **2012**, *129*, 28–33. [[CrossRef](#)]
7. Sánchez-Llerena, J.; López-Piñero, A.; Albarrán, Á.; Peña, D.; Becerra, D.; Rato-Nunes, J.M. Short and long-term effects of different irrigation and tillage systems on soil properties and rice productivity under Mediterranean conditions. *Eur. J. Agron.* **2016**, *77*, 101–110. [[CrossRef](#)]
8. Singh, M.; Bhullar, M.S.; Chauhan, B.S. Influence of tillage, cover cropping, and herbicides on weeds and productivity of dry direct-seeded rice. *Soil Tillage Res.* **2015**, *147*, 39–49. [[CrossRef](#)]
9. Song, K.; Zheng, X.; Lv, W.; Qin, Q.; Sun, L.; Zhang, H.; Xue, Y. Effects of tillage and straw return on water-stable aggregates, carbon stabilization and crop yield in an estuarine alluvial soil. *Sci. Rep.* **2019**, *9*, 4586. [[CrossRef](#)]
10. Denardin, L.G.D.O.; Carmona, F.D.C.; Veloso, M.G.; Martins, A.P.; Freitas, T.F.S.D.; Carlos, F.S.; Marcolin, É.; Camargo, F.A.D.O.; Anghinoni, I. No-tillage increases irrigated rice yield through soil quality improvement along time. *Soil Tillage Res.* **2019**, *186*, 64–69. [[CrossRef](#)]
11. Xue, C.; Yang, X.; Bouman, B.A.M.; Deng, W.; Zhang, Q.; Yan, W.; Zhang, T.; Rouzi, A.; Wang, H. Optimizing yield, water requirements, and water productivity of aerobic rice for the North China. *Plain Irrig Sci.* **2008**, *26*, 459–474. [[CrossRef](#)]
12. Cai, J.; Zhu, J.; Peng, H.; Li, C.; Xiong, L.; Zhang, Z.; Ji, X. Effects of Organic Fertilizer on the Risk of Nitrogen and Phosphorus Loss in Soil Surface Water. *Res. Environ. Sci.* **2020**, *33*, 210–217. [[CrossRef](#)]
13. Hazra, K.K.; Swain, D.K.; Bohra, A.; Singh, S.S.; Kumar, N.; Nath, C.P. Organic rice: Potential production strategies, challenges and prospects. *Org. Agric.* **2018**, *8*, 39–56. [[CrossRef](#)]
14. Elshayb, O.M.; Nada, A.M.; Sadek, A.H.; Ismail, S.H.; Shami, A.; Alharbi, B.M.; Alhammad, B.A.; Seleiman, M.F. The Integrative Effects of Biochar and ZnO Nanoparticles for Enhancing Rice Productivity and Water Use Efficiency under Irrigation Deficit Conditions. *Plants* **2022**, *11*, 1416. [[CrossRef](#)]
15. Surendran, U.; Raja, P.; Jayakumar, M.; Subramoniam, S.R. Use of efficient water saving techniques for production of rice in India under climate change scenario: A critical review. *J. Clean Prod.* **2021**, *309*, 127272. [[CrossRef](#)]
16. Ning, H.; Sun, J.; Liu, H.; Gao, Y.; Shen, X.; Wang, G.; Zhang, K. The effects of nitrogen application rate on the grain physicochemical properties of japonica rice under controlled and flooding irrigation. *J. Sci. Food Agric.* **2021**, *101*, 2428–2438. [[CrossRef](#)]
17. Spanu, A.; Valente, M.; Langasco, I.; Leardi, R.; Orlandoni, A.M.; Ciulu, M.; Deroma, M.A.; Spano, N.; Barracu, F.; Pilo, M.I.; et al. Effect of the irrigation method and genotype on the bioaccumulation of toxic and trace elements in rice. *Sci. Total Environ.* **2020**, *748*, 142484. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
18. Spanu, A.; Murtas, A.; Ledda, L.; Ballone, F. Innovative Agronomic Techniques for Rice Cultivation. Conference Proceedings of Challenger and Opportunities for Sustainable Rice Based Production Systems, Torino, Italy. 2004, pp. 207–216. Available online: [https://www.researchgate.net/publication/264874823\\_CHALLENGES\\_AND\\_OPPORTUNITIES\\_FOR\\_SUSTAINABLE\\_RICE-BASED\\_PRODUCTION\\_SYSTEMS](https://www.researchgate.net/publication/264874823_CHALLENGES_AND_OPPORTUNITIES_FOR_SUSTAINABLE_RICE-BASED_PRODUCTION_SYSTEMS) (accessed on 4 November 2022).
19. Okami, M.; Kato, Y.; Yamagishi, J. Role of early vigor in adaptation of rice to water-saving aerobic culture: Effects of nitrogen utilization and leaf growth. *Field Crop. Res.* **2011**, *124*, 124–131. [[CrossRef](#)]
20. Kadiyala, M.D.M.; Mylavaram, R.S.; Li, Y.C.; Reddy, G.B.; Reddy, M.D. Impact of aerobic rice cultivation on growth, yield, and water productivity of rice-maize rotation in semiarid tropics. *Agron. J.* **2012**, *104*, 1757–1765. [[CrossRef](#)]
21. Çolak, Y.B. Comparison of aerobic rice cultivation using drip systems with conventional flooding. *J. Agric. Sci.* **2021**, *159*, 544–556. [[CrossRef](#)]
22. Zhang, J.; Nie, J.; Cao, W.; Gao, Y.; Lu, Y.; Liao, Y. Long-term green manuring to substitute partial chemical fertilizer simultaneously improving crop productivity and soil quality in a double-rice cropping system. *Eur. J. Agron.* **2023**, *142*, 126641. [[CrossRef](#)]
23. Song, T.; Das, D.; Hu, Q.; Yang, F.; Zhang, J. Alternate wetting and drying irrigation and phosphorus rates affect grain yield and quality and heavy metal accumulation in rice. *Sci. Total Environ.* **2021**, *752*, 141862. [[CrossRef](#)]
24. Zoli, M.; Paleari, L.; Confalonieri, R.; Bacenetti, J. Setting-up of different water managements as mitigation strategy of the environmental impact of paddy rice. *Sci. Total Environ.* **2021**, *799*, 14936. [[CrossRef](#)]
25. Moreno-Jiménez, E.; Meharg, A.A.; Smolders, E.; Manzano, R.; Becerra, D.; Sánchez-Llerena, J.; Albarrán, A.; López-Piñero, A. Sprinkler irrigation of rice fields reduces grain arsenic but enhances cadmium. *Sci. Total Environ.* **2014**, *485–486*, 468–473. [[CrossRef](#)]
26. Majumder, S.; Powell, M.A.; Kumar Biswas, P.; Banik, P. The role of agronomic factors (rice cultivation practices and soil amendments) on Arsenic fractionation: A strategy to minimise Arsenic uptake by rice, with some observations related to cadmium. *Catena* **2021**, *206*, 105556. [[CrossRef](#)]
27. Yang, X.; Li, J.; Liang, T.; Yan, X.; Zhong, L.; Shao, J.; El-Naggar, A.; Guan, C.-Y.; Liu, J.; Zhou, Y. A combined management scheme to simultaneously mitigate As and Cd concentrations in rice cultivated in contaminated paddy soil. *J. Hazard. Mater.* **2021**, *416*, 125837. [[CrossRef](#)]
28. Spanu, A.; Langasco, I.; Serra, M.; Deroma, M.A.; Spano, N.; Barracu, F.; Pilo, M.I.; Sanna, G. Sprinkler irrigation in the production of safe rice by soils heavily polluted by arsenic and cadmium. *Chemosphere* **2021**, *277*, 130351. [[CrossRef](#)]

29. Alvarenga, P.; Fernández-Rodríguez, D.; Abades, D.P.; Rato-Nunes, J.M.; Albarrán, Á.; López-Piñeiro, A. Combined use of olive mill waste compost and sprinkler irrigation to decrease the risk of As and Cd accumulation in rice grain. *Sci. Total Environ.* **2022**, *835*, 155488. [CrossRef]
30. Bai, Y.; Gu, C.; Tao, T.; Chen, G.; Shan, Y. Straw incorporation increases solubility and uptake of cadmium by rice plants. *Acta Agric. Scand. Sect. B-Soil Plant Sci.* **2013**, *63*, 193–199. [CrossRef]
31. Su, Y.; Kwong, R.W.M.; Tang, W.; Yang, Y.; Zhong, H. Straw return enhances the risks of metals in soil? *Ecotox. Environ. Safe.* **2021**, *207*, 111201. [CrossRef]
32. Koutrotsios, G.; Tagkouli, D.; Bekiaris, G.; Kaliora, A.; Tsiaka, T.; Tsiantas, K.; Chatzipavlidis, I.; Zoumpoulakis, P.; Kalogeropoulos, N.; Zervakis, G.I. Enhancing the nutritional and functional properties of *Pleurotus citrinopileatus* mushrooms through the exploitation of winery and olive mill wastes. *Food Chem.* **2021**, *370*, 131022. [CrossRef] [PubMed]
33. COM. *Report from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. On the Implementation of the Circular Economy Action Plan. 33 end*; European Commission: Brussels, Belgium, 2017.
34. Aharonov-Nadborny, R.; Raviv, M.; Graber, E.R. Soil spreading of liquid olive mill processing wastes impacts leaching of adsorbed terbutylazine. *Chemosphere* **2016**, *156*, 220–227. [CrossRef] [PubMed]
35. Tortosa, G.; Castellano-Hinojosa, A.; Correa-Galeote, D.; Bedmar, E.J. Evolution of bacterial diversity during two-phase olive mill waste (“alperujo”) composting by 16S rRNA gene pyrosequencing. *Bioresour. Technol.* **2017**, *224*, 101–111. [CrossRef] [PubMed]
36. Peña, D.; Fernández, D.; Albarrán, A.; Gómez, S.; Martín, C.; Sánchez-Terrón, J.; Vicente, L.; López-Piñeiro, A. Using olive mill waste compost with sprinkler irrigation as a strategy to achieve sustainable rice cropping under Mediterranean conditions. *Agron. Sustain. Dev.* **2022**, *42*, 36. [CrossRef]
37. FAO. *Guidelines for Soil Description*; Food and Agriculture Organization of the United Nations: Rome, Italy, 2006; Available online: <https://www.fao.org/3/a0541e/a0541e.pdf> (accessed on 15 December 2022).
38. Mohammed, U.; Aimrun, W.; Amin, M.S.M.; Khalina, A.; Zubairu, U.B. Influence of soil cover on moisture content and weed suppression under system of rice intensification (SRI). *Paddy Water Environ.* **2016**, *14*, 159–167. [CrossRef]
39. Pardo, G.; Marí, A.; Aibar, J.; Cirujeda, A. Do Crop Rotations in Rice Reduce Weed and *Echinochloa* spp. Infestations? Recommendations for Integrated Weed Control. *Agronomy* **2021**, *11*, 454. [CrossRef]
40. López-Piñeiro, A.; Martín-Franco, C.; Terrón-Sánchez, J.; Vicente, L.A.; Fernández-Rodríguez, D.; Albarrán, Á.; Nunes, J.M.R.; Peña, D. Environmental fate and efficiency of bispyribac-sodium in rice soils under conventional and alternative production systems affected by fresh and aged biochar amendment. *Sci. Total Environ.* **2022**, *847*, 157651. [CrossRef]
41. Fernández, D.; Gómez, S.; Albarrán, Á.; Peña, D.; Rozas, M.Á.; Rato-Nunes, J.M.; López-Piñeiro, A. How the environmental fate of clomazone in rice fields is influenced by amendment with olive-mill waste under different regimes of irrigation and tillage. *Pest Manag. Sci.* **2020**, *76*, 1795–1803. [CrossRef]
42. Gómez, S.; Fernández-Rodríguez, D.; Peña, D.; Albarrán, Á.; Rozas, M.Á.; López-Piñeiro, A. Olive mill sludge may reduce water contamination by 4-chloro-2-methylphenoxyacetic acid (MCPA) in non-flooding but enhance it in flooding rice cropping agroecosystems. *Sci. Total Environ.* **2020**, *707*, 136000. [CrossRef]
43. Chamara, B.S.; Marambe, B.; Kumar, V.; Ismail, A.M.; Septiningsih, E.M.; Chauhan, B.S. Optimizing sowing and flooding depth for anaerobic germination-tolerant genotypes to enhance crop establishment, early growth, and weed management in dry-seeded rice (*Oryza sativa* L.). *Front. Plant Sci.* **2018**, *871*, 1654. [CrossRef]
44. Wijayanto, T.; Susanti, Y.; Rahni, N.M.; Tufaila, M.; Rembon, F.S. Seedling-stage screening method for tolerance of upland rice genotypes to low pH stress. *IOP Conf. Ser. Earth Environ. Sci.* **2021**, *782*, 032030. [CrossRef]
45. Girsang, S.S.; Quilty, J.R.; Correa, T.Q.; Sanchez, P.B.; Buresh, R.J. Rice yield and relationships to soil properties for production using overhead sprinkler irrigation without soil submergence. *Geoderma* **2019**, *352*, 277–288. [CrossRef]
46. Amanat, M.A.; Naeem, M.K.; Algwaiz, H.I.M.; Uzair, M.; Attia, K.A.; Alkathani, M.D.F.; Zaid, I.U.; Zafar, S.A.; Inam, S.; Fiaz, S.; et al. Evaluation of Green Super Rice Lines for Agronomic and Physiological Traits under Salinity Stress. *Plants* **2022**, *11*, 1461. [CrossRef]
47. Korres, N.E.; Loka, D.A.; Gitsopoulos, T.K.; Varanasi, V.K.; Chachalis, D.; Price, A.; Slaton, N.A. Salinity effects on rice, rice weeds, and strategies to secure crop productivity and effective weed control. A review. *Agron. Sustain. Dev.* **2022**, *42*, 58. [CrossRef]
48. Borin, J.B.M.; Carmona, F.D.C.; Anghinoni, I.; Martins, A.P.; Jaeger, I.R.; Marcolin, E.; Hernandez, G.C.; Camargo, E.S. Soil solution chemical attributes, rice response and water use efficiency under different flood irrigation management methods. *Agric. Water Manag.* **2016**, *176*, 9–17. [CrossRef]
49. Abbas, R.N.; Iqbal, A.; Iqbal, M.A.; Ali, O.M.; Ahmed, R.; Ijaz, R.; Hadifa, A.; Bethune, B.J. Weed-free durations and fertilization regimes boost nutrient uptake and paddy yield of direct-seeded fine rice (*Oryza sativa* L.). *Agronomy* **2021**, *11*, 2448. [CrossRef]
50. Madhukar, A.; Kumar, V.; Dashora, K. Spatial and Temporal Trends in the Yields of Three Major Crops: Wheat, Rice and Maize in India. *Int. J. Plant Prod.* **2020**, *14*, 187–207. [CrossRef]
51. Mitran, T.; Basak, N.; Mani, P.K.; Tamang, A.; Singh, D.K.; Biswas, S.; Mandal, B. Improving Crop Productivity and Soil Quality Through Soil Management Practices in Coastal Saline Agro-ecosystem. *J. Soil Sci. Plant Nutr.* **2021**, *21*, 3514–3529. [CrossRef]
52. Khan, I.; Muhammad, A.; Chattha, M.U.; Skalicky, M.; Bilal Chattha, M.; Ahsin Ayub, M.; Rizwan Anwar, M.; Soufan, W.; Hassan, M.U.; Rahman, M.A.; et al. Mitigation of Salinity-Induced Oxidative Damage, Growth, and Yield Reduction in Fine Rice by Sugarcane Press Mud Application. *Front. Plant Sci.* **2022**, *13*, 840900. [CrossRef]

53. Kumar, A.; Bhattacharya, T.; Mukherjee, S.; Sarkar, B. A perspective on biochar for repairing damages in the soil–plant system caused by climate change-driven extreme weather events. *Biochar* **2022**, *4*, 1–23. [[CrossRef](#)]
54. Mboyerwa, P.A.; Kibret, K.; Mtakwa, P.W.; Aschalew, A. Evaluation of growth, yield, and water productivity of paddy rice with water-saving irrigation and optimization of nitrogen fertilization. *Agronomy* **2021**, *11*, 1629. [[CrossRef](#)]
55. He, H.; Ma, F.; Yang, R.; Chen, L.; Jia, B.; Cui, J.; Fan, H.; Wang, X.; Li, L. Rice performance and water use efficiency under plastic mulching with drip irrigation. *PLoS ONE* **2013**, *8*, e83103. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
56. Chu, G.; Chen, T.; Wang, Z.; Yang, J.; Zhang, J. Reprint of “Morphological and physiological traits of roots and their relationships with water productivity in water-saving and drought-resistant rice”. *Field Crop. Res.* **2014**, *165*, 36–48. [[CrossRef](#)]
57. Kabata-Pendias, A. *Trace Elements in Soils and in Plants*, 4th ed.; CRC Press: Boca Raton, FL, USA, 2011.
58. Rokonzaman, M.D.; Ye, Z.; Wu, C.; Li, W. Arsenic accumulation in rice: Alternative irrigation regimes produce rice safe from arsenic contamination. *Environ. Pollut.* **2022**, *310*, 119829. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
59. Zhang, R.; Huang, B.; Zeng, H.; Wang, X.; Peng, B.; Yu, H.; Guo, W. Arsenic extraction from seriously contaminated paddy soils with ferrihydrite-loaded sand columns. *Chemosphere* **2022**, *307*, 135744. [[CrossRef](#)]
60. Carrijo, D.R.; LaHue, G.T.; Parikh, S.J.; Chaney, R.L.; Linquist, B.A. Mitigating the accumulation of arsenic and cadmium in rice grain: A quantitative review of the role of water management. *Sci. Total Environ.* **2022**, *839*, 156245. [[CrossRef](#)]
61. Sengupta, S.; Bhattacharyya, K.; Mandal, J.; Bhattacharya, P.; Halder, S.; Pari, A. Deficit irrigation and organic amendments can reduce dietary arsenic risk from rice: Introducing machine learning-based prediction models from field data. *Agric. Ecosyst. Environ.* **2021**, *319*, 107516. [[CrossRef](#)]
62. da Silva, J.T.; Paniz, F.P.; Sanchez, F.E.S.; Pedron, T.; Torres, D.P.; da Rocha Concenço, F.I.G.; Barbat Parfitt, J.M.; Batista, B.L. Selected soil water tensions at phenological phases and mineral content of trace elements in rice grains—mitigating arsenic by water management. *Agric. Water Manag.* **2020**, *228*, 105884. [[CrossRef](#)]
63. Hou, Q.; Yang, Z.; Ji, J.; Yu, T.; Yuan, J. Effects of Soil pH and Mineral Nutrients on Cadmium Uptake by Rice Grain in the Pearl River Delta, China. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **2021**, *106*, 99–108. [[CrossRef](#)]
64. Ondrasek, G.; Rengel, Z.; Romic, D. Humic acids decrease uptake and distribution of trace metals, but not the growth of radish exposed to cadmium toxicity. *Ecotox. Environ. Safe.* **2018**, *151*, 55–61. [[CrossRef](#)]
65. Cabrera, D.; López-Piñeiro, A.; Albarrán, A.; Peña, D. Direct and residual effects on diuron behaviour and persistence following two-phase olive mill waste addition to soil: Field and laboratory experiments. *Geoderma* **2010**, *157*, 133–141. [[CrossRef](#)]
66. López-Piñeiro, A.; Albarrán, A.; Rato-Nunes, J.M.; Peña, D.; Cabrera, D. Long-term impacts of de-oiled two-phase olive mill waste on soil chemical properties, enzyme activities and productivity in an olive grove. *Soil Tillage Res.* **2011**, *114*, 175–182. [[CrossRef](#)]

**Disclaimer/Publisher’s Note:** The statements, opinions and data contained in all publications are solely those of the individual author(s) and contributor(s) and not of MDPI and/or the editor(s). MDPI and/or the editor(s) disclaim responsibility for any injury to people or property resulting from any ideas, methods, instructions or products referred to in the content.

**Supplementary Material “Medium-term effects of sprinkler irrigation combined with a single compost application on water and rice productivity and food safety”**

**Table S1.** Effects of different management systems on soil physicochemical properties (0-20cm depth).

	TOC (g kg <sup>-1</sup> )	FA (g kg <sup>-1</sup> )	HA (g kg <sup>-1</sup> )	EC (dS m <sup>-1</sup> )	pH	N (g kg <sup>-1</sup> )	P (mg kg <sup>-1</sup> )	AS (%)
2018								
SNT	11.1aA	0.559aA	0.869aA	1.45aA	6.73dB	1.16aA	36.9aA	56.5bA
SNT-C	16.8bA	1.05dA	1.53bA	1.79bA	6.94eB	1.77bA	48.5dA	50.9abA
ST	10.2aA	0.891bA	0.911aA	1.87bA	6.27cA	1.10aA	51.2eB	43.6aA
ST-C	16.6bA	1.25eA	1.41bA	2.08cA	6.89eB	1.88bA	46.2cA	51.4abA
FT	10.8aB	0.831bA	0.858aA	1.93bA	5.52aA	1.23aA	40.2bA	53.7abA
FT-C	20.9cA	0.971cA	1.48bA	1.52aA	5.92bA	2.07cA	41.4bB	68.4cA
2019								
SNT	12.3cA	0.775aB	0.958bA	5.97dB	6.46dA	1.35aB	41.4abA	72.3bcdB
SNT-C	21.6eB	1.04bA	1.96dA	3.73cB	6.61eA	2.20dB	57.8cB	81.6dB
ST	11.6bB	1.00bA	0.736aA	2.12aA	6.29cA	1.32aA	40.3abA	63.7abB
ST-C	18.6dB	1.18cA	1.30cA	3.93cB	6.62eA	1.84bA	44.1bA	67.8abcB
FT	10.1aA	0.939bA	0.833abA	2.74bB	5.64aB	1.35aA	35.2aA	58.1aA
FT-C	21.4eA	0.996bA	1.44cA	2.65bB	6.11bB	2.03cA	38.2abA	78.1cdA
Y	***	*	NS	***	***	***	NS	***
T	***	***	***	***	***	***	***	**
Y x T	**	NS	*	***	***	**	***	*

TOC: Total Organic Carbon; FA: Fulvic Acid; HA: Humic Acid; EC: Electrical Conductivity; N: Total Nitrogen; P: Available Phosphorus; AS: Aggregate stability. ANOVA factors are Y: Year; T: Treatment; Y x T: Interaction Year \* Treatment. F-values indicate the significance levels \* p<0.05; \*\* p<0.01; \*\*\* p<0.001, respectively, and NS: not significant. Different letters indicate differences (p<0.05) between treatments in the same year (lower case letters) and between years within the same treatment (upper case letters)

The soil physicochemical properties were analysed as described Cabrera et al. (2010).

Cabrera, D.; López-Piñero, A.; Albarrán, A.; Peña, D. Direct and residual effects on diuron behaviour and persistence following two-phase olive mill waste addition to soil: Field and laboratory experiments. *Geoderma* 2010, 157, 133–141. <https://doi:10.1016/j.geoderma.2010.04.004>.



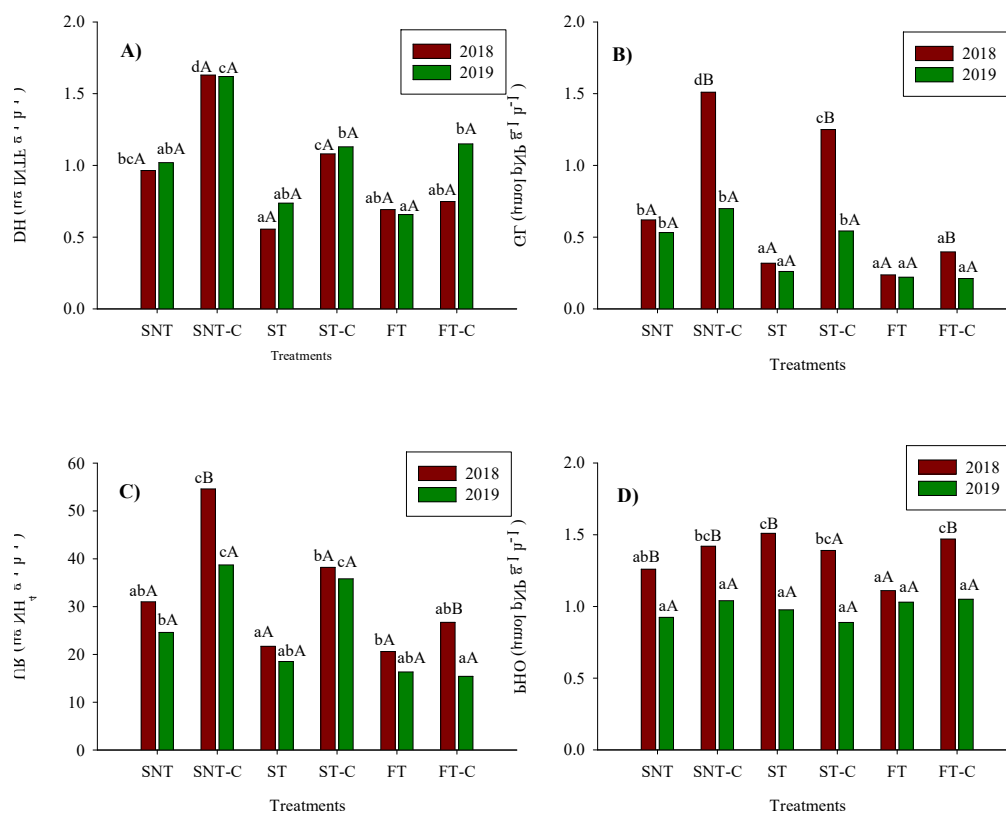
**Table S2.** Properties of compost used in the experiment.

Properties	Value
pH	7.71
EC (dS m <sup>-1</sup> )	2.32
TOC (g kg <sup>-1</sup> )	382
N <sub>T</sub> (%)	2.17
C/N	17.6
As (mg kg <sup>-1</sup> )	4.00
Cd (mg kg <sup>-1</sup> )	0.148

EC: Electrical Conductivity; TOC: Total Organic Carbon; N: Total Nitrogen

**Table S3.** Mean maximum (Max) and minimum (Min) temperatures, rainfall and rice evapotranspiration (ET<sub>c</sub>), registered at the field location during 2018 and 2019

2018				
Month	Max Temp (°C)	Min Temp (°C)	Rainfall (mm)	ET <sub>c</sub> (mm)
January	13.3	3.20	43.4	-
February	15.1	1.22	24.7	-
March	15.8	6.11	173	-
April	19.9	7.91	78.2	-
May	23.4	9.43	36.8	125
June	28.7	13.9	12.6	169
July	31.0	14.8	0	223
August	36.4	17.6	0	224
September	32.8	16.4	18.3	122
October	27.3	10.1	27.7	-
November	16.7	6.37	78.8	-
December	13.0	2.22	17.7	-
2019				
Month	Max Temp (°C)	Min Temp (°C)	Rainfall (mm)	ET <sub>c</sub> (mm)
January	14.1	0.08	28.5	-
February	17.6	1.99	17.9	-
March	20.8	3.51	22.3	-
April	20.7	7.22	38.8	-
May	27.9	10.4	6.0	143
June	28.8	12.1	1.41	175
July	32.7	15.8	1.41	241
August	33.7	15.9	0	202
September	30.7	14.1	8.84	123
October	28.5	11.5	7.84	-
November	17.1	8.96	82.6	-
December	16.0	6.21	79.4	-



**Figure S1.** Effects of different management systems on dehydrogenase activity (A), B-glucosidase (B), Urease (C) and Phosphatase (D) (0-10cm depth). Different letters indicate differences ( $p < 0.05$ ) between treatments in the same year (lower case letters) and between years within the same treatment (upper case letters).

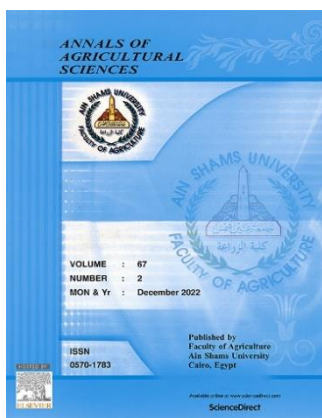
Dehydrogenase (DH),  $\beta$ -glucosidase (GL), Urease (UR) and Phosphatase (PHO) were determined in the soils samples as described by López-Piñero et al. (2011).

López-Piñero, A.; Albarrán, A.; Rato-Nunes, J.M.; Peña, D.; Cabrera, D. Long-term impacts of de-oiled two-phase olive mill waste on soil chemical properties, enzyme activities and productivity in an olive grove. *Soil Tillage Res.* 2011, 114, 175-18. <https://doi:10.1016/j.still.2011.05.002>.

## **IV.2. Artículo II**

### **Combined use of biochar and sprinkler irrigation may enhance rice productivity in water-stressed regions**





## Combined use of biochar and sprinkler irrigation may enhance rice productivity in water-stressed regions

*José Manuel Rato-Nunes<sup>a</sup>, Carmen Martín-Franco<sup>b</sup>,  
David Peña<sup>c</sup>, Jaime Terrón-Sánchez<sup>d</sup>, Luis Andrés Vicente<sup>b</sup>,  
Damián Fernández-Rodríguez<sup>d</sup>, Ángel Albarrán<sup>d</sup>, Antonio López-  
Piñeiro<sup>b</sup>*

<sup>a</sup> Departamento de Agronomía y Ciencias Veterinarias, Instituto Politécnico de Portalegre, Escola Superior Agraria de Elvas, Elvas 7350-092, Portugal

<sup>b</sup> Departamento de Biología Vegetal, Ecología y Ciencias de la Tierra, Facultad de Ciencias, Universidad de Extremadura, Badajoz 06006, España

<sup>c</sup> Departamento de Biología Vegetal, Ecología y Ciencias de la Tierra, Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos, Universidad de Extremadura, Badajoz 06007, España

<sup>d</sup> Departamento de Ingeniería Agronómica y Forestal, Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos, Universidad de Extremadura, Badajoz 06007, España

**Revista:** Annals of Agricultural Sciences

**Editorial:** MDPI

**Categoría:** Agriculture multidisciplinary

**Factor de impacto:** 7.241 (JCR 2021)

**Cuartil:** Q1 (2/59)

**Volumen:** 68

**Artículo:** 1

**Año de publicación:** 2023

**DOI:** <https://doi.org/10.1016/j.aos.2023.05.002>



Contents lists available at ScienceDirect

## Annals of Agricultural Sciences

journal homepage: [www.elsevier.com/locate/aoas](http://www.elsevier.com/locate/aoas)

## Combined use of biochar and sprinkler irrigation may enhance rice productivity in water-stressed regions

José Manuel Rato-Nunes<sup>a</sup>, Carmen Martín-Franco<sup>b</sup>, David Peña<sup>c,\*</sup>, Jaime Terrón-Sánchez<sup>d</sup>, Luis Andrés Vicente<sup>b</sup>, Damián Fernández-Rodríguez<sup>d</sup>, Ángel Albarrán<sup>d</sup>, Antonio López-Piñeiro<sup>b</sup>

<sup>a</sup> Department of Agronomy and Veterinary Sciences, Polytechnic Institute of Portalegre, Agrarian Superior School of Elvas, Elvas 7350-092, Portugal

<sup>b</sup> Department of Plant Biology, Ecology and Earth Sciences, Science Faculty, University of Extremadura, Badajoz 06006, Spain

<sup>c</sup> Department of Plant Biology, Ecology and Earth Sciences, Agricultural Engineering School, University of Extremadura, Badajoz 06007, Spain

<sup>d</sup> Department of Agronomic and Forestry Engineering, Agricultural Engineering School, University of Extremadura, Badajoz 06007, Spain

### ARTICLE INFO

#### Article history:

Received 27 October 2022

Received in revised form 20 May 2023

Accepted 21 May 2023

Available online 31 May 2023

#### Keywords:

Flooding

No-tillage

Rice management

Water productivity

Weed control

### ABSTRACT

A 2-year field experiment was conducted to analyse the effects of fresh and aged biochar on soil properties, as well as herbicide effectiveness and rice-yield components in a Mediterranean environment. Six managements were used: no-tillage and sprinkler irrigation either without (NoT) or with first-year biochar application (NoTB), conventional tillage and sprinkler irrigation either without (ConvT) or with first-year biochar application (ConvTB), conventional tillage and flooding irrigation either without (ConvTF) or with first-year biochar application (ConvTFB). The measurements done in the first (2018) and second (2019) years after biochar addition were taken to determine its fresh and aged effects, respectively. The application of biochar led to an improvement of the soil properties such as increase in the soil's organic carbon content, pH, and dehydrogenase activity. It also reduced weed pressure, regardless of the management used, and sprinkler systems were found to have the greatest herbicide effectiveness, especially in ConvT and ConvTB. In terms of production, there were significant increases in yield with the application of fresh biochar, in the amended managements under tillage compared with their unamended counterparts. The greatest yields were found under ConvT and ConvTB, with mean values for both treatments of 10,770 and 11,299 kg ha<sup>-1</sup> in the fresh and aged years, respectively. Furthermore, water productivity reached its greatest values when sprinkler was used, especially with tillage for which the application of fresh biochar increased water productivity by a factor of 1.09 relative to ConvT. Therefore, sprinkler irrigation in combination with tillage and biochar applications can be regarded as an efficient alternative to flooding irrigation in order to ensure productive viability of rice in water-stressed regions.

© 2023 Published by Elsevier Ltd. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

### 1. Introduction

Rice production (*Oryza sativa* L.) has a critical role in worldwide food security (Phapumma et al., 2020). Nevertheless, continuous flooding is still the commonest irrigation system used in this crop. There are two main objectives in applying permanent flooding: reducing the daily temperature variation and weed control (De Barreda et al., 2021). However, there are several problems accompanying this irrigation system, namely, the immense water consumption (Zwart and Bastiaansen, 2004), anthropogenic methane emissions into the atmosphere, ~9% of which come from rice ecosystems (Qian et al., 2022), and fomenting the accumulation of metalloids and heavy metals in the rice grains

(Alvarenga et al., 2022). Besides, the Mediterranean region is facing an increasing lack of water, so that the extremely high water consumption of the flooding system is causing this type of farming to be abandoned due to its unsustainability. Indeed, over the last decade, in just the region of Extremadura (in southwestern Spain) there has been about a 30% decrease in the rice ecosystem area. Furthermore, there are studies showing that, after many years of rice monoculture, weeds become perfectly adapted to the flooding crop conditions (Becerra-Alvarez et al., 2022), and this is growing into a major problem causing important yield losses. In order to improve the sustainability of rice crop, it is imperative to adapt and change its irrigation methods without compromising the yields (Sánchez-Llerena et al., 2016; Spanu et al., 2022), converting from the continuous flooding system to an alternate flooding system or, as some authors suggest, to sprinkler irrigation with which there is a water saving of 50–70% (Kato and Katsura, 2014) with the consequent increase in water use efficiency.

\* Corresponding author at: Escuela de Ingenierías Agrarias, Universidad de Extremadura, Avda. de Adolfo Suárez s/n, 06007 Badajoz, Spain.  
E-mail address: davidpa@unex.es (D. Peña).

Unfortunately however, no clear trend has emerged about the effects of these different irrigation systems on rice yield. Hence, the decrease in yields found under a no-flooding irrigation system may be due to its promoting weed growth and hence the consequent increased competition (De Vries et al., 2010), apart from the water stress (Carrijo et al., 2018). Nevertheless, other workers have found that no-flooding irrigation in rice fields is a valuable management choice as it opens the way to a wide range of agronomic and environmental advantages such as reducing the water requirements without affecting the yield levels (Peña et al., 2022), lessening the risk of As accumulation in the rice grains (Alvarenga et al., 2022), and reducing CH<sub>4</sub> emissions (Islam et al., 2022).

In addition to changes in irrigation technologies, the cultivation technology itself has been changing. Indeed, sprinkler irrigation in rice crops, unlike the traditional flooding irrigation systems, allows the grower to convert from the traditional tillage system (conventional tillage – ConvT), with its high costs of labour, machinery, and fuel, to a conservation tillage system, in particular, the no-tillage system (NoT) (Jiang et al., 2021). Conservation tillage is considered to be a sustainable agricultural practice due to its positive impact on soil properties and biodiversity, and also for its remarkable contribution to soil conservation (Badagliacca et al., 2020). However, the results found in studies carried out on this issue have often been contradictory. Indeed, different studies have noted some disadvantages under NoT systems, such as soil nutrient stratification, mechanical compaction, acidification, and weed pressure, with the consequent reduction of the soil's productive capacity (e.g., Bogunovic et al., 2018; Somasundaram et al., 2020). Nevertheless, Hossain et al. (2021) observed that NoT systems induce a reduction in the bank of weed seeds present in the soil. Regarding soil salinity, another important soil property, while some authors note that the NoT system promotes greater electrical conductivity (EC) relative to ConvT (Huang et al., 2022), others find the EC values to be unaffected by these agricultural systems (Mondal and Chakraborty, 2022).

In order to improve the sustainability of rice crops, some innovative products have started to be used together with the changes in irrigation systems and tillage technology. One of these products is biochar. Its application helps mitigate the adverse effects of extreme weather on the soil-plant system, and could therefore be an interesting alternative to help sustainably strengthen food security (Kumar et al., 2022). As a carbon-rich porous material, the result of incomplete combustion of organic materials, biochar contains high percentages of condensed aromatic C and low oxygen and is remarkably resistant to biological and chemical degradation. This product has been shown to increase the concentration of carbon in the soil, enhancing water storage (by 15 % according to Vijay et al., 2021), improving nutrient utilization rates and microbial activity, and killing off some soil-borne diseases as well as improving soil structural stability by improving aggregate structure, porosity, and bulk density (Oni et al., 2019). Recent studies have demonstrated that biochar applications can affect the rice yield components. Liao et al. (2021) concluded that the application of biochar in paddy soils is a promising management technique to both increase yield (by about 9 %) and reduce potential global warming (by about 14 %). However, the effects of biochar application on rice yield components were mainly studied in paddy fields under flooding irrigation (Chen et al., 2021), so that the effects on yields under water-saving irrigation technologies have yet to be clearly defined. Therefore, it is essential to study the effects of biochar application on rice production under sustainable management practices in order to validate these effects under other agronomic practices. This is particularly interesting for water-stressed regions, where there is an urgent need to develop new technical and management solutions for rice cropping. Scientific research studies dedicated to the study of one or two of these technological adaptations are frequent. Examples are the tillage system, the irrigation system, and the use of organic amendments that enhance rice crop sustainability. However, as far as we are aware, there has been no research that simultaneously analyses various of the

technological changes proposed for this crop and then compare them with each other, thus decisively contributing to the technically correct decision-making of rice producers. In this context, this research is the first to analyse the effects of different tillage and irrigation management systems (ConvT versus NoT, and sprinkler versus permanent flooding), without and with biochar application on soil properties, weed control, rice yield components, and water productivity in a water-stressed Mediterranean environment.

## 2. Material and methods

### 2.1. Site description

The trial was carried out in southern Spain – in the Region of Extremadura (38°55'N; 6°57'W). This region has a Mediterranean climate (average annual precipitation below 480 mm, hot and dry summers). The temperature (maximum and minimum), precipitation, and estimated rice evapotranspiration (ETc) data collected during the experimental period (2018–2019) are shown in Fig. 1. These data were obtained through the weather station close to the study area owned by the government of Extremadura, and the ETc was calculated as:

$$ETc = Kc ETo \quad (1)$$

where *Kc* is the crop coefficient and *ETo* the reference evapotranspiration. The rice crop coefficients used were those published by Alberto et al. (2014). The soil was classified as Hydragric Anthrosol as it comes from >10 years of a conventional rice production system, with deep ploughing and flooding techniques (Peña et al., 2022). Furthermore, the soil (0–20 cm) is loam textured, with a particle size distribution of 50.3 % sand, 28.9 % silt and 20.8 % clay.

### 2.2. Experimental design and field management

Until 2015, the experimental area was cropped with rice (*O sativa* L.) using the traditional management practices in the region (deep ploughing and flooding). After harvesting the rice, in December 2014 the field was divided into 180 m<sup>2</sup> (18 m × 10 m) sections, corresponding to the experimental plots, and was subjected to the following three management regimes. Under the sprinkler irrigation system, we had two management regimes –NoT and ConvT. Under continuous flooding irrigation, we had one management regime with conventional tillage (ConvTF). In 2018, one month before sowing (April), biochar was applied at a dosage of 28 Mg ha<sup>-1</sup> in all management regimes to half of each plot, and the other half was left without biochar addition. Therefore, the present study evaluated six management regimes: no-tillage and sprinkler irrigation (NoT), conventional tillage and sprinkler irrigation (ConvT), conventional tillage and flooding irrigation (ConvTF), and their homologues with biochar application (NoTB, ConvTB, and ConvTFB, respectively). The biochar was applied only in 2018 when we analysed the fresh effects. The aged effects were analysed in 2019 (after 18 months ageing under real field conditions). In order to facilitate the circular economy, the biochar used in this study was provided by Carylevere Co., Ltd. (Zahinos, Spain) from holm oak prunings. It is produced in large areas of south-western Mediterranean countries by pyrolysis at 550 °C for 48 h. Its relevant characteristics are: total carbon (TC) – 77.1 %, total hydrogen (TH) – 3.61 %, total nitrogen (TN) – 0.47 %, total oxygen (TO) – 18.8 % (TO calculated assuming <1 % of S without ash content), ash – 9.94 %, H/C (molar ratio) – 0.562, O/C (molar ratio) – 0.183, pH – 9.08, EC – 3.54 dS m<sup>-1</sup>, water soluble organic carbon (WSOC) – 368 mg kg<sup>-1</sup>, specific surface area (SSA) – 17.4 m<sup>2</sup> g<sup>-1</sup>. Each management regime had three replicates, thus involving a total of eighteen plots.

Before sowing, in all the management regimes, the base fertilization was applied at a dosage of 550 kg ha<sup>-1</sup> with 9-18-27 complex fertilizer. After applying the fertilizer to all the management regimes with ConvT

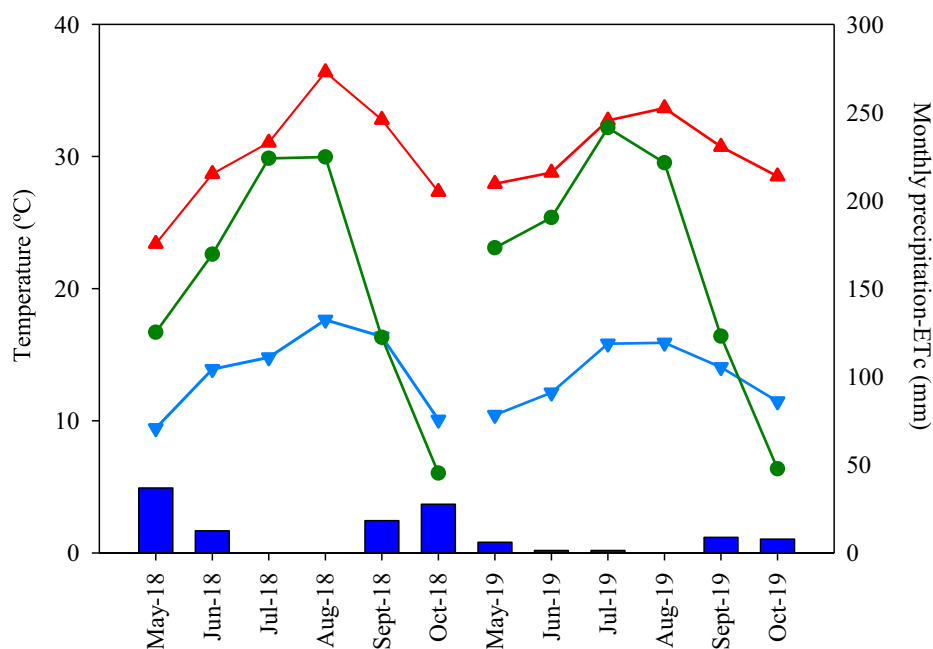


Fig. 1. Mean rainfall (grey bars), mean maximum (▲) and minimum (▼) temperatures, and rice evapotranspiration (●), registered at the field location during the rice growing period in 2018, and 2019.

(ConvT, ConvTB, ConvTF, and ConvTFB), spring mouldboard ploughing was applied to 20 cm depth prior to sowing. In NoT and NoTB management regimes, each year after harvest, the crop residues were left on the soil in contrast with the ConvT, ConvTB, ConvTF, and ConvTFB where all the crop residues were withdrawn from the surface of the plots and the soils were left untilled. In the two years of the trial, the rice was sown in the first seven days of May at a dosage of 160 kg ha<sup>-1</sup> seeds of *O sativa* variety Sirio. Sowing was done with a Semeato TDNG 320 Disc Seeder for the sprinkler irrigated management (NoT, NoTB, ConvT, and ConvTB) and a broadcast seed drill for the flood irrigation management regimes (ConvTF and ConvTFB). The ConvTF and ConvTFB management regimes were continuously flooded with a water layer of 10 cm while the NoT, NoTB, ConvT, and ConvTB treatments were irrigated with a sprinkler irrigation system.

The sprinkler irrigation system was designed to cover the entire plot area. The irrigation water supplied in the different management regimes was monitored using a water flow-meter (one per treatment). From May to September, the water consumption in the sprinkler management regimes was 8607 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> and 8879 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> for 2018 and 2019, respectively, and in the flooded treatments it was 16,275 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> and 15,350 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> for 2018 and 2019, respectively. The amount of irrigation water applied for the sprinkler irrigated management regimes was enough to cover the estimated crop water needs (ETc = 863 mm and 884 mm for 2018 and 2019, respectively) (Peña et al., 2022). In each growing season, two applications of urea as cover fertilizer were used, at dosages of 92 kg N ha<sup>-1</sup> and 69 kg N ha<sup>-1</sup>, in the tillering and initial panicle stages, respectively. Weed control was carried out using herbicides in common use in the region, whose application was done using a backpack sprayer.

### 2.3. Soil measurements

In the two years of the trial, 2018 and 2019, four subsamples of soil (0–20 cm depth) were collected for each plot after harvest (October). The soil samples were sieved using a stainless-steel sieve (<2 mm), and their total organic carbon (TOC) was determined using a LECO carbon analyser (CHNS628 model). EC and pH were determined using a combination electrode in a saturated soil extract or a 1:1 (w/v) soil/

water mixture (pH); TN was also determined using the LECO carbon analyser (CHNS628 model), and available phosphorus (P) was determined by the Olsen method as was described by Wang et al. (2023). The soil penetration resistance was determined in situ with a hand penetrometer (using a 1 cm<sup>2</sup> conical tip). For each treatment, six PR1 capacitance profile probes (Delta-T devices, England) were used to measure soil water content (cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>) during rice season in sprinkler treatments (NoT, NoTB, ConvT, and ConvTB) at 10, 20, 30, and 40 cm soil depths. For the soil biological properties, dehydrogenase (DH) was determined according to García et al. (1993).

### 2.4. Weed density and bioassays

In order to analyse the effect of the different management regimes on weeds, weed density and weed weight were measured in all the plots, in a 30 × 30 cm<sup>2</sup>, twice (50–60 days after sowing at the 5 or 6 true leaves stage and just before harvest at the end of September) in the first and second year of the study. The weeds found in the field were classified by weed type (sedges, grasses, and broadleaf), counted, and weighed after drying to constant weight at 70 °C in accordance with Devasinghe et al. (2011). In order to assess the impact of herbicide application on weed control efficiency (WCE), this latter was calculated as:

$$WCE = \frac{(DWC - DWT)}{DWC} \quad (2)$$

where DWC is the dry weight of weeds in non-herbicide-treated areas (18 m<sup>2</sup> for each plot) and DWT is the dry weight of weeds in herbicide-treated areas (72 m<sup>2</sup> for each plot) (Mohammed et al., 2016).

### 2.5. Crop performance

Crop performance was measured in a 2 m<sup>2</sup> area from the centre of each plot. All the production parameters were adjusted to a standard moisture content of 14 %. The germination index (GI) was calculated as the ratio of sprouting seeds to the total seeds sown. The numbers of panicles per square meter (PM2) were measured by direct counting. The ripening ratio (RR), which represents the percentage of grain filled,

was determined by direct counting on 20 randomly chosen panicles. The grain yield (Y) was obtained by manual harvest, and then the filled grains were carefully separated from the straws. The filled grains were dried to a stable weight and then weighed in order to calculate the grain yield. Water productivity (WP) was calculated by dividing the grain yield by the amount of irrigation water applied.

### 2.6. Statistical analyses

The SPSS (22.0) software package was used to perform the statistical analyses. The data were subjected to a one-way ANOVA after being checked for homogeneity of variance and error normality, each variable being considered alone (management and year), to evaluate statistical differences between the management regimes in each year and for the same management in different years. The Duncan test was applied for multiple comparisons. In order to evaluate the interaction and significance of the variables (management  $\times$  year), a two-way ANOVA was performed. Possible correlations between the different parameters were analysed using Pearson's correlation coefficient. Statistically significant differences will be indicated by \*, \*\*, and \*\*\*, corresponding to 0.05, 0.01, and 0.001 levels of probability, respectively.

## 3. Results and discussion

### 3.1. Soil properties

As shown in Table 1, the different tillage and irrigation systems implemented (NoT, ConvT, and ConvTF) led to significant changes in TOC values in both years. As can be seen, the NoT system has a TOC significantly lower than the ConvT system. This unexpected result is contrary to the results reported by Topa et al. (2021) of increases in TOC in the NoT compared to the ConvT system, although under a clay loam soil. However, those authors also said that the expected increase in TOC in the NoT system takes some time to appear (ten years in their study), so that, in the present study, four or five years may not have been enough to find these differences. Nevertheless, when we analysed the top 10 cm of the soil (results not shown), the trend was slightly different – no significant differences were observed between the management systems, but the NoT system had the greatest values in both years (12.5, 11.6, and 12.3 g kg<sup>-1</sup> TOC in the first year and 13.2, 12.3, and 12.7 g kg<sup>-1</sup> TOC in the second year for NoT, ConvT, and ConvTF,

respectively), indicating that the effects depended on the depth at which samples were collected. The incorporation of biochar led to a significant increase in the levels of TOC existing in the soil in all of the management regimes considered. This result can be explained by the fact that biochar is a product particularly rich in this important soil component (Kumar et al., 2022). Also notable is that the increase in TOC with biochar incorporation was particularly evident in the case of the flooding irrigation system whose values increased by factors of 2.18 and 2.02 relative to ConvTF in the fresh and aged years, respectively (Table 1). Indeed, the greater accumulation of TOC in flooding irrigation systems compared with no-flooding systems has been well documented by Mi et al. (2019), in rice soils of China, and could be explained by the anaerobic conditions prevailing during at least 6 months in the year in the flooding irrigation system.

It is well known that salinity reduces rice grain yield (e.g., Korres et al., 2022), but limited information is available about the effect of the different management systems proposed in this study on EC in paddy soils. In the first year, the values of EC for the original soils ranged from 1.45 dS m<sup>-1</sup> under NoT to 1.93 dS m<sup>-1</sup> under ConvTF (Table 1), which were not values of major risk to optimal rice crop development. However, in the second year the values found under NoT management (5.98 dS m<sup>-1</sup>, Table 1) could lead to important yield losses due to salinity stress (Srinivasan et al., 2022). Different workers had observed increases in EC under NT than under CT. Indeed, Huang et al. (2022) found, in saline-sodic paddy fields, that tillage treatment could be beneficial to decrease soil salinization due this practice facilitating the leaching of salt ions. The fresh biochar application led to significant increases under no-tillage sprinkler irrigation (NoTB) and conventional tillage flooding irrigation (ConvTFB), with the latter treatment showing the greatest values of EC (2.70 dS m<sup>-1</sup>, Table 1). Nonetheless, the value of 3 dS m<sup>-1</sup> which could be considered as the threshold salinity for rice crops (Korres et al., 2022) was not exceeded under any management regime with fresh biochar application. After 18 months of application, the biochar significantly reduced the EC under no-tillage conditions from 5.98 dS m<sup>-1</sup> to 3.44 dS m<sup>-1</sup> (Table 1). Similar results had been observed by Oladele (2019) who indicated that soil EC significantly decreased under the ageing effect of biochar application but observed increases under the fresh effect due to the release of weakly bound nutrients (cations and/or anions) from the incorporated biochar.

Regarding soil pH, as can be seen in Table 1, the tillage system significantly influenced the values of this soil property. The NoT system had a

**Table 1**  
Effect of different rice management on soil properties after rice harvest.

	TOC (g kg <sup>-1</sup> )	EC (dS m <sup>-1</sup> )	pH	N (g kg <sup>-1</sup> )	P (mg kg <sup>-1</sup> )	DH (μg INTF g <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> )
2018 year						
NoT	9.30 ± 0.24eA	1.45 ± 0.04 dB	6.73 ± 0.02bA	1.16 ± 0.02aB	36.9 ± 0.49dA	0.964 ± 0.037aA
NoTB	15.8 ± 0.18cB	1.99 ± 0.04bB	7.10 ± 0.01aA	1.16 ± 0.03aB	38.5 ± 0.36cdB	1.09 ± 0.06aB
ConvT	10.0 ± 0.22dA	1.87 ± 0.05bcB	6.27 ± 0.05dA	1.10 ± 0.09aA	51.2 ± 1.12aA	0.556 ± 0.097bB
ConvTB	17.5 ± 0.21bA	1.72 ± 0.02cB	7.09 ± 0.01aB	1.02 ± 0.12aA	42.9 ± 1.37bA	1.01 ± 0.12aB
ConvTF	10.2 ± 0.18dA	1.93 ± 0.03bcB	5.53 ± 0.02eB	1.23 ± 0.03aA	40.2 ± 1.03bcA	0.693 ± 0.086bA
ConvTFB	22.2 ± 0.24aA	2.70 ± 0.18aA	6.40 ± 0.03cB	1.32 ± 0.10aA	30.8 ± 0.43eB	0.983 ± 0.011aB
2019 year						
NoT	9.70 ± 0.14fA	5.98 ± 0.23aA	6.46 ± 0.01bB	1.36 ± 0.02aA	38.6 ± 0.95cA	1.01 ± 0.14cA
NoTB	17.0 ± 0.22cA	3.44 ± 0.11bA	7.03 ± 0.01aB	1.28 ± 0.02aA	58.8 ± 1.64aA	1.32 ± 0.06bA
ConvT	10.7 ± 0.30dA	2.12 ± 0.06dA	6.29 ± 0.01cA	1.32 ± 0.07aA	40.1 ± 1.21cB	0.737 ± 0.02cdA
ConvTB	17.9 ± 0.18bA	1.88 ± 0.01dA	7.15 ± 0.02aA	1.35 ± 0.06aA	43.8 ± 2.19bA	1.63 ± 0.17aA
ConvTF	10.1 ± 0.15eA	2.74 ± 0.08cA	5.65 ± 0.02dA	1.35 ± 0.11aA	33.9 ± 1.49 dB	0.658 ± 0.097dA
ConvTFB	20.4 ± 0.23aB	2.77 ± 0.09cA	6.50 ± 0.02bA	1.22 ± 0.03aA	36.6 ± 0.19cA	1.62 ± 0.12aA
Y	7.39*	391***	4.85*	17.1**	21.9**	57.9***
M	6690***	102***	1214***	3.51NS	116***	17.4***
Y $\times$ M	74.7***	129***	28.9***	2.54NS	124***	10.2**

TOC: Total organic carbon; EC: Electrical conductivity; N: Total nitrogen; P: Available phosphorus; DH: Dehydrogenase activity. Treatments are: no-tillage and sprinkler irrigation without (NoT) or with biochar application (NoTB), conventional tillage and sprinkler irrigation without (ConvT) or with biochar application (ConvTB) and conventional tillage and flooding irrigation without (ConvTF) or with biochar application (ConvTFB). ANOVA factors are Y: year; M: management regime; Y  $\times$  M: interaction year  $\times$  management regime; \*, \*\*, and \*\*\* significant at levels of 0.05, 0.01, and 0.001, respectively; NS: not significant. Different letters indicate significant differences ( $P \leq 0.05$ ) between management regimes in the same year (lower case letters) and between years within the same management regime (upper case letters). In both year, the soils samples were collected after rice harvest (October).



pH value higher than ConvT in both years of the study. According to Garbuio et al. (2011), who carried out a long term field study, such results could be due to the  $H^+$  and  $Al^{3+}$  absorption capacity of the crop residues (corn, wheat, and soybean) that came into contact with the soil surface under no tillage management, thus regulating the soil pH. Indeed, Xu et al. (2021) also observed higher values of pH under no tillage versus tillage management in paddy fields. The irrigation system used leads to significant changes in soil pH, with soil acidification being notable in flood irrigation systems. Similar results were obtained by Ding et al. (2019) who indicated that soil pH changes after flooding and drainage could be explained from the mineralization of organic matter. The biochar use, in all of the tillage and irrigation systems, led to significant increases in the pH values of the soil. This result seems to be different to the one obtained by Yang et al. (2019) who concluded that the biochar application does not affect the pH of the soil, also in a Hydric Anthrosol although with a higher pH value (7.4) than in the present study (Table 1). However, soil pH increases following biochar application have also been found by Sheng and Zhu (2018) among others. It is also noted that the biochar applied maintains its alkalinizing effect for at least 18 months after being applied, which could be an excellent strategy to improve the pH of acidic soils.

The effects of water management on the nutrients in rice paddy soils are still poorly understood (Mostofa Amin et al., 2021). In the present study, the TN was not significantly affected by management regimes (Table 1). Regarding the P, the management regimes did have a significant influence (Table 1). Thus, under conventional tillage, P values were significantly greater under sprinkler than under flooded irrigation for both years of the study. The effects of the biochar application were different for N and P (Table 1). Thus, while biochar did not change the N content significantly in any of the management regimes, in the case of P the effects were time-dependent (Table 1), with significant decreases under the fresh effect but important increases under the ageing effect, regardless of the management used (Table 1). Similar findings were reported by Sun et al. (2022) who indicated that the phosphorus could be immobilized in biochar (obtained from sewage sludge via pyrolysis at 500 °C) through the stable Ca-P bonds, to then be slowly transformed into available P in the soil over time, which would allow for important environmental implications such as avoiding possible eutrophication.

As can be seen in Fig. 2, NoT systems generally had values of penetration resistance greater than those observed in ConvT in the upper soil layer, especially in the second year of the study. These results suggest that shallow compaction under no-tillage management could be a problem due to its important role in plant growth as it affects root development (Bogunovic et al., 2018). The effect of the application of biochar on soil penetration resistance depends on the tillage method used. Regardless of the irrigation system, under tillage management the application of biochar did not cause great changes in the trend of soil penetration resistance. However, in the surface soil (0–25 cm depth) under no-tillage management, the soil penetration resistance decreased with the application of biochar, both with its fresh and its ageing effects (Fig. 2). However, Nyambo et al. (2022) reported similar values between unamended and biochar amended soils under different tillage conditions in a semiarid area, although in a non-rice soil. Therefore, the impacts of biochar on soil compaction are still unclear. Indeed, more field data are needed, especially respecting long-term effects (Blanco-Canqui, 2021).

Fig. 3 shows the effects of different rice management regimes on mean soil volumetric water content. The patterns were similar throughout the growth cycle in both years: water content augmented with increasing soil depth, regardless of the management. The soil moisture content improved under NoT than under ConvT management at 0–10 cm of depth, suggesting that, under sprinkler irrigation conditions, no-tillage operations could be an interesting practice in order to improve the soil's capacity to retain moisture. Indeed, Saurabh et al. (2021) observed increases in moisture retention, in a silty-loam soil characterized by a low TOC content, under zero-tillage compared with

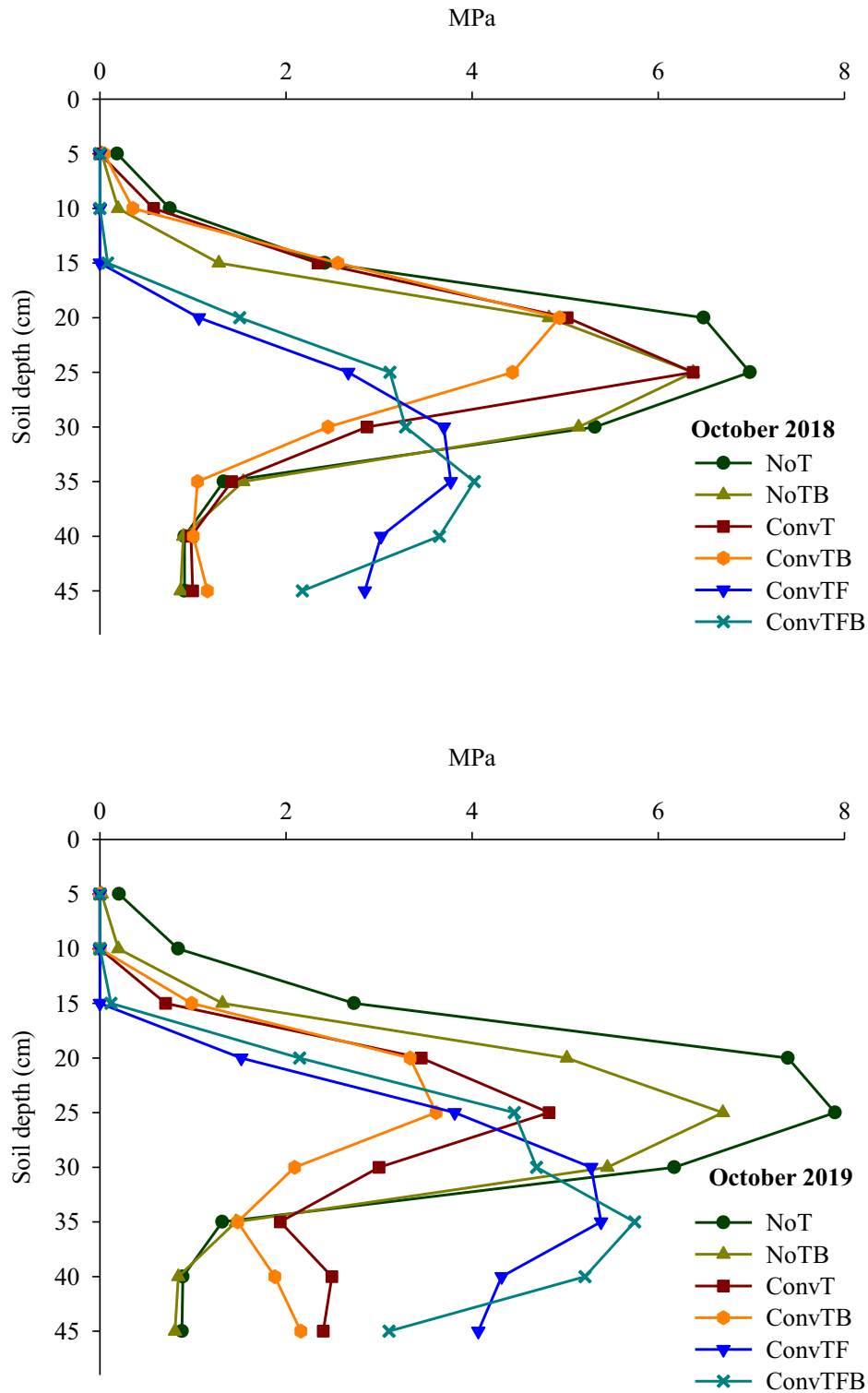
conventional tillage in rice-wheat cropping at 0–10 cm depth, showing that it is one of the most important advantages of conservation agriculture. The effects of the application of biochar on soil volumetric water content were different depending on the tillage system used (Fig. 3). Hence, whereas the application of biochar did not cause changes in the soil's capacity to retain moisture under no-tillage management, regardless of the fresh or ageing effects, under tillage management the application of biochar increased the soil moisture content at 0–10 cm depth (Fig. 3). These results agree with those described in other studies which explain the increase in water retention capacity in soils amended with biochar as being due to its great surface area and porosity (e.g., Kang et al., 2022). These results could be especially quite interesting for those regions where water shortage is becoming an increasingly crucial issue, and even more so when one considers the serious implications of climate change and its impact on food security (Kumar et al., 2022).

As can be seen in Table 1, in the non-amended soils, the NoT system had a positive effect on the DH activity in both years of the study. Thus, the DH values were significantly greater in NoT than in ConvT and ConvTF by factors of 1.73 and 1.39, respectively in the first year, and by factors of 1.37 and 1.53, respectively, in the second year (Table 1). These results agree with those reported by Loke et al. (2022) who detected increases in DH in no-tillage compared to conventional tillage management regimes under semiarid conditions in a sandy-loam soil cropped annually with winter wheat. The application of biochar proved to be a strong promoter of DH activity, both in its fresh and ageing effects, regardless of the management (Table 1). The effects of biochar on DH could be related to improved soil physicochemical properties after the application of biochar (Karimi et al., 2020). Indeed, significant positive correlations of DH were found with TOC and pH ( $r = 0.648^{**}$  and  $r = 0.606^{**}$ , respectively).

### 3.2. Weeds and weed control

Fig. 4 shows the effects of different management regimes on the types of weeds and total weed density at 50–60 days after seeding (DAS). Regardless of the tillage and irrigation system, the field areas without herbicide applications have a greater number of weeds than the field areas with herbicide application, demonstrating the effectiveness of these phytosanitary products. However, there are important differences between the management regimes on the types of weeds and total weed density (Fig. 4). Thus, the area without herbicide application showed increased total weed density under NoT management compared with ConvT, which had been widely reported in previous studies (e.g., Bogunovic et al., 2018). Furthermore, under sprinkler irrigation with tillage conditions (ConvT), a significant reduction in weed infestation was found compared with the flooding system (ConvTF) during the two years of the study (Fig. 4). These results may be attributable to the adaptation of broad-leaf weeds to flooding irrigation conditions (Lal et al., 2014). The application of biochar affected the weed density in areas without herbicides being applied. Thus, the level of weed infestation could be reduced with the application of biochar, especially in its ageing effects. Our findings are consistent with those of Brozović et al. (2021) who observed that the application of biochar reduced the weed pressure in different crops such as maize and wheat, leading to better crop growth due to the improved soil properties which provided an unfavourable environment for weeds.

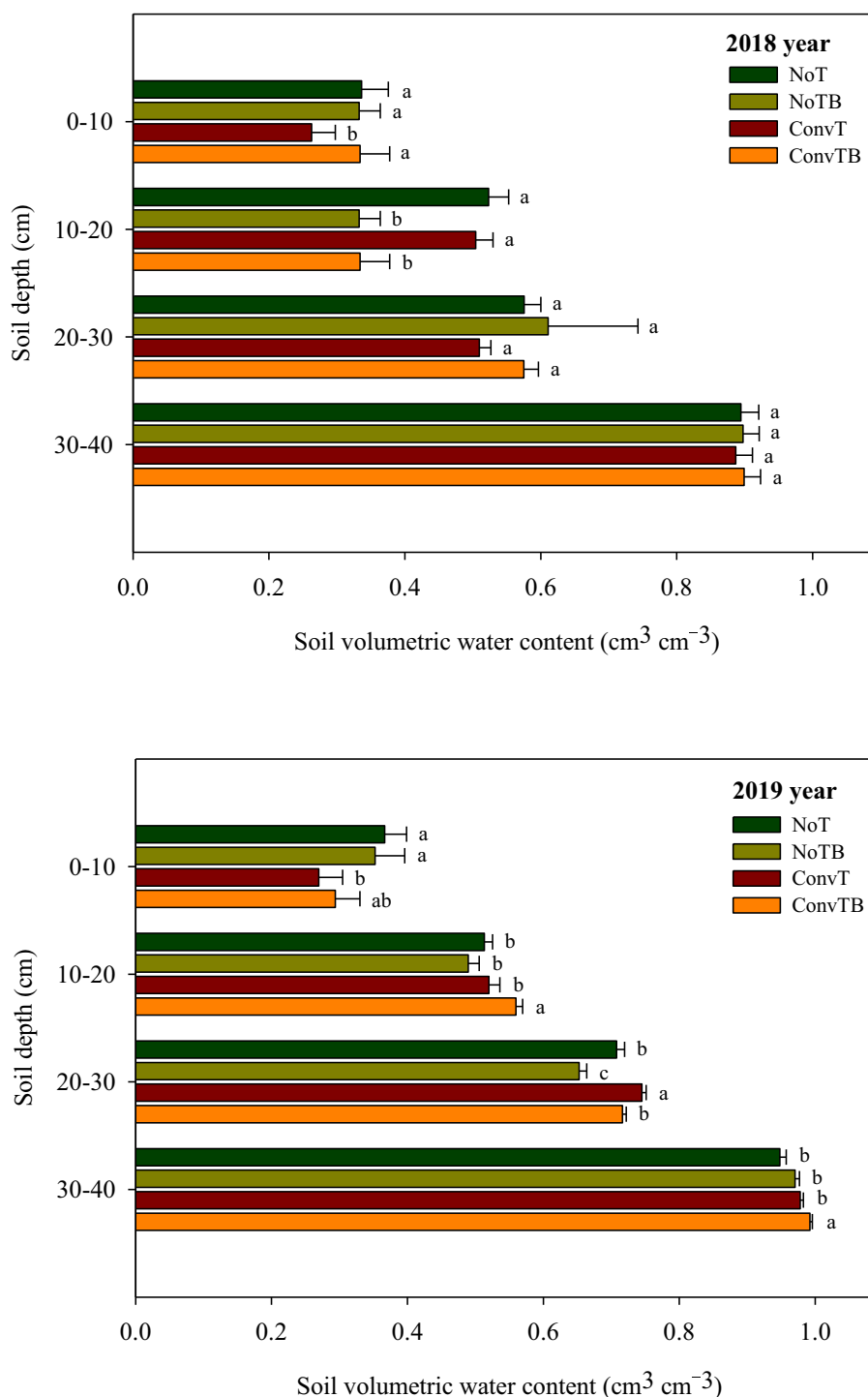
With regard to the effectiveness of the herbicides applied at mid-season (June), in general our results indicated that this was very high in both years of study, with values  $>89\%$  (Table 2). However, important differences were observed between the management regimes at the end of the rice season (September). In the original management regimes, the values of the effectiveness of herbicides were smaller by factors of 5.70 and 5.99 in ConvTF versus NoT and ConvT, respectively in the first year, and by factors of 2.82 and 3.59 in ConvTF versus NoT and ConvT, respectively in the second year (Table 2). These findings



**Fig. 2.** Effect of different rice management on soil penetration resistance. NoT: no-tillage and sprinkler irrigation; NoTB: no-tillage and sprinkler irrigation with application of biochar; ConvT: Conventional tillage and sprinkler irrigation; ConvTB: Conventional tillage and sprinkler irrigation with application of biochar; ConvTF: Conventional tillage and flooding irrigation; ConvTFB: Conventional tillage and flooding irrigation with application of biochar.

suggest that tillage in combination with the flooding irrigation system does not necessarily guarantee effective weed control. These results could probably be explained by the effects of the different management regimes on the environmental behaviour of herbicides. Thus, in a study carried out using the same management regimes, López-Piñeiro et al. (2022) observed that herbicide dissipation rates were greater under

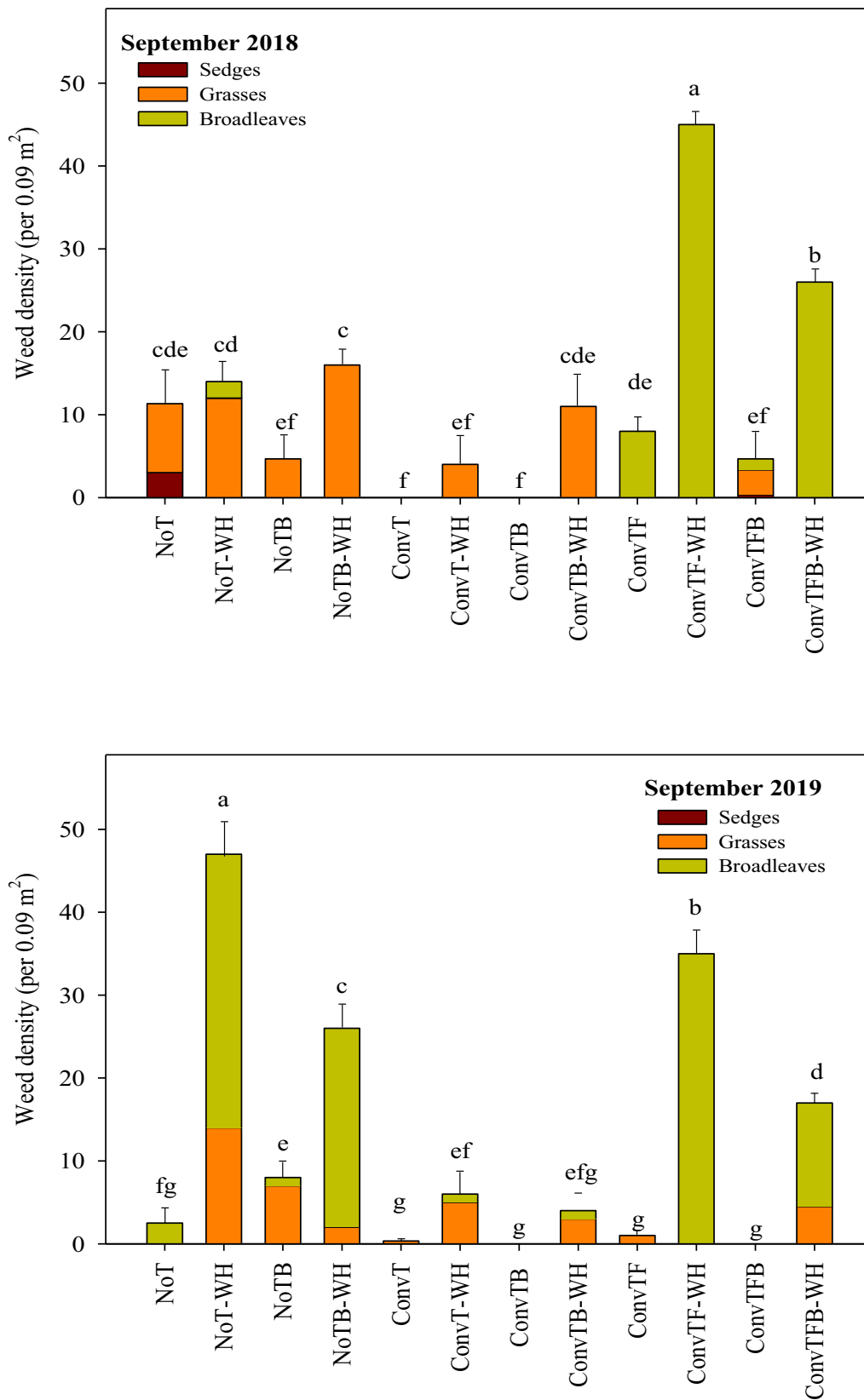
flooding than non-flooding conditions, which could lead to a negative impact on herbicide effectiveness. According to Lü et al. (2012), another reason for the lower effectiveness under ConvTF could be the large losses of herbicide caused by the leaching process in flooding conditions. Nevertheless, in the first year, the herbicide effectiveness under flooding conditions was significantly greater by a factor of 5.76 in



**Fig. 3.** Effect of different rice management regimes on the soil's mean volumetric water content during the rice growing cycle. Error bars represent one standard error of the mean ( $n = 6$ ) and different letters indicate significant differences ( $P < 0.05$ ) between management regimes in the same depth and year. NoT: no-tillage and sprinkler irrigation; NoTB: no-tillage and sprinkler irrigation with application of biochar; ConvT: Conventional tillage and sprinkler irrigation; ConvTB: Conventional tillage and sprinkler irrigation with application of biochar.

ConvTFB than in ConvTF, suggesting that fresh biochar application to flooded soils could enhance the activity of the herbicides applied up to levels comparable to those found in the rest of the management regimes. However, after ageing of the biochar, significant decreases in the effectiveness of the herbicides were observed, regardless of the management regime (Table 2). Similarly, some studies have indicated that herbicide efficacy could be reduced in soils amended with biochar. Indeed, Graber et al. (2012), indicated that biochars with high specific

surface area result in poorer weed control, which could be the reason for the reduced herbicide efficacy in our study due to increases in surface area after the biochar's natural ageing process (López-Piñero et al., 2022). Furthermore, in the second year, there were significant differences in weed control between no-tillage treatments (NoT and NoTB) and tillage treatments (ConvT and ConvTB). Thus, the values of effectiveness of the herbicides were greater by factors of 1.27 and 1.82 in ConvT and ConvTB than in NoT and NoTB, respectively (Table 2).



**Fig. 4.** Effect of different rice management regimes on weed density. Error bars represent one standard error of the mean (n = 3) and different letters indicate significant differences ( $P < 0.05$ ) between management regimes in the same year. NoT: no-tillage and sprinkler irrigation; NoTB: no-tillage and sprinkler irrigation with application of biochar; ConvT: Conventional tillage and sprinkler irrigation; ConTB: Conventional tillage and sprinkler irrigation with application of biochar; ConvTF: Conventional tillage and flooding irrigation; ConvTFB: Conventional tillage and flooding irrigation with application of biochar; WH: without herbicide applications.

**Table 2**  
Effect of different rice management on efficacy of herbicides under field conditions.

	Herbicides efficacy (%)	
	Mid rice cycle (June)	End of rice cycle (September)
2018 year		
NoT	98.1 ± 2.31aA	95.2 ± 4.86aA
NoTB	99.1 ± 1.45aA	100 ± 0.00aA
ConvT	100 ± 0.00aA	100 ± 0.00aA
ConvTB	100 ± 0.00aA	99.3 ± 2.73aA
ConvTF	89.7 ± 11.2aA	16.7 ± 5.21bA
ConvTFB	96.0 ± 5.35aA	96.2 ± 3.78aA
2019 year		
NoT	97.3 ± 0.29aA	65.4 ± 7.35abB
NoTB	91.4 ± 12.7aA	44.6 ± 9.28bB
ConvT	100 ± 0.00aA	83.2 ± 14.2aA
ConvTB	100 ± 0.00aA	81.0 ± 12.6aA
ConvTF	98.2 ± 2.31aA	23.2 ± 6.23cA
ConvTFB	100.0 ± 0.00aA	28.0 ± 4.31cB
Y	0.187NS	26.3***
M	2.16NS	15.7**
Y × M	0.431NS	5.38*

Treatments are: no-tillage and sprinkler irrigation without (NoT) or with biochar application (NoTB), conventional tillage and sprinkler irrigation without (ConvT) or with biochar application (ConvTB) and conventional tillage and flooding irrigation without (ConvTF) or with biochar application (ConvTFB). ANOVA factors are Y: year; M: management regime; Y × M: interaction year × management regime; \*, \*\*, and \*\*\* significant at levels of 0.05, 0.01, and 0.001, respectively; NS: not significant. Different letters indicate significant differences ( $P \leq 0.05$ ) between management regimes in the same year (lower case letters) and between years within the same management regime (upper case letters).

Similarly, Singh et al. (2015) reported that the implementation of no-tillage leads to a decrease in herbicide efficacy relative to conventional tillage in rice grown under aerobic conditions, which is perceived as one of the most challenging issues facing the adoption of this conservation agriculture technique.

### 3.3. Crop production

The effects of different tillage and irrigation systems on rice agronomic parameters are presented in Table 3. The management regimes significantly influenced all of these parameters. Furthermore, for most of the parameters these effects were different in the two years of the

**Table 3**  
Effect of different rice management on agronomic and productivity parameters.

	GI (%)	PM <sup>2</sup>	RR (%)	Y (kg ha <sup>-1</sup> )	WP (g L <sup>-1</sup> )
2018 year					
NoT	56.5 ± 1.96aA	852 ± 41.4bA	87.0 ± 0.35abA	9226 ± 326bA	1.07 ± 0.04bA
NoTB	56.7 ± 1.26aA	861 ± 33.7bA	86.1 ± 2.44bA	9246 ± 200bA	1.07 ± 0.02bA
ConvT	52.2 ± 3.57abB	987 ± 16.7aA	88.6 ± 1.47abA	10,307 ± 641bA	1.20 ± 0.06aA
ConvTB	50.3 ± 2.62abB	859 ± 32.5bA	87.6 ± 1.28abA	11,233 ± 439aA	1.31 ± 0.05aA
ConvTF	46.2 ± 1.97bA	771 ± 9.05cA	88.4 ± 3.21abA	8343 ± 408cA	0.51 ± 0.03cA
ConvTFB	36.7 ± 7.12bcA	642 ± 9.26dA	92.4 ± 0.47aA	9172 ± 329bA	0.56 ± 0.02cA
2019 year					
NoT	62.7 ± 7.03aA	630 ± 80.1bB	73.2 ± 1.58bB	7070 ± 832bB	0.80 ± 0.09bB
NoTB	61.9 ± 1.91aA	551 ± 30.4bB	71.7 ± 2.80bB	6617 ± 514bB	0.69 ± 0.06abB
ConvT	62.9 ± 1.06aA	831 ± 22.7aB	82.3 ± 1.47aB	11,625 ± 592aA	1.31 ± 0.04aA
ConvTB	62.7 ± 2.34aA	795 ± 51.3aA	81.3 ± 0.47aB	10,973 ± 763aA	1.24 ± 0.09aA
ConvTF	31.6 ± 4.22bB	382 ± 17.9cB	74.7 ± 2.51bB	7921 ± 182bA	0.52 ± 0.01cA
ConvTFB	30.7 ± 1.41bA	368 ± 19.8cB	83.8 ± 0.79aB	7853 ± 312bB	0.51 ± 0.02cA
Y	4.79*	148***	75.5***	25.6***	34.4***
M	47.6***	35.4***	10.7***	14.6***	55.0***
Y × M	6.16**	5.91**	1.73NS	10.5***	15.8***

GI: Germination index; PM<sup>2</sup>: Number of panicles per square meter; RR: Ripening ratio; Y: Yield; WP: Water productivity. Treatments are: no-tillage and sprinkler irrigation without (NoT) or with biochar application (NoTB), conventional tillage and sprinkler irrigation without (ConvT) or with biochar application (ConvTB) and conventional tillage and flooding irrigation without (ConvTF) or with biochar application (ConvTFB). ANOVA factors are Y: year; M: management regime; Y × M: interaction year × management regime; \*, \*\*, and \*\*\* significant at levels of 0.05, 0.01, and 0.001, respectively; NS: not significant. Different letters indicate significant differences ( $P \leq 0.05$ ) between management regimes in the same year (lower case letters) and between years within the same management regime (upper case letters). In both years, data of productivity parameters were obtained at the end of September (at maturity of plants), except of GI, which was obtained in May.

study as indicated by the significant year × management interaction (Table 3). The GI, which is the number of germinated seeds of every 100 seeds, varied significantly with the irrigation system used, being greater under sprinkler than under flooding irrigation regardless of the tillage system. This result has been reported by other workers who indicate that permanent flooding induces an anaerobic condition that severely reduces the rice germination capacity (Mondal et al., 2020).

Grain yield in rice is a complex trait determined multiplicatively by its four components: number of panicles per unit land area, the spikelet number per panicle, the spikelet filling percentage, and grain weight. Hence it is important to know the effects of management regimes on these parameters in order to adapt effectively rice ecosystems to the current scenario of global change, without compromising food security. In the original management regimes, the greatest values of PM<sup>2</sup> were always found under the ConvT system (Table 3). According to Huang et al. (2015) in a meta-analysis of the effects of the tillage system on rice crop production, the values of PM<sup>2</sup> decrease in NoT systems, although this is not reflected in the final grain production. The differences are even more notable between the irrigation methods, with PM<sup>2</sup> values under ConvTF significantly lower than ConvT, indicating that sprinkler irrigation allows for better rice growth. Indeed, PM<sup>2</sup> was significantly positively correlated with GI ( $r = 0.579^{**}$ ). The application of fresh biochar significantly decreased the PM<sup>2</sup> values in the conventional tillage treatments (ConvT and ConvTF), regardless of the irrigation system (Table 3). These results are consistent with previous research, such as that of Huang et al. (2019) who found that in the first three of six seasons the PM<sup>2</sup> values decreased with the application of biochar, but in the rest of the seasons the values increased, indicating that the effects of rice yield attributes such as PM<sup>2</sup> could depend on the duration of the biochar application, although this study was carried out only under flooded conditions.

In the first year, the RR values obtained in the original management regimes were not significantly different, with a mean value of 88.0 % (Table 3). Similar values of RR were observed by Liu et al. (2019) in a study carried out in China with four rice varieties under no-flooding irrigation. In the second year however, the value of RR under ConvT was significantly greater than under NoT and ConvTF, a result that could indicate absence of water stress under sprinkler irrigation, at least in certain phenological stages of the crop (Peña et al., 2022). Besides, these results could be attributable to better physicochemical properties of the soil under sprinkler irrigation, especially when combined with

tillage. Hence, RR values had significant negative correlations with EC and soil penetration resistance ( $r = -0.593^{**}$  and  $r = -0.460^{**}$ , respectively). Generally, the application of biochar did not cause significant changes in RR, except under flooding conditions where increases in RR were found in both years of the study. Furthermore, it should be noted the significant effect of time on the RR (Table 3). Regardless of management regime, the values of RR were lower in the second year (with a mean value of 77.8 %) than the first year (with a mean value of 88.4 %). These results could be attributable to decreases observed in weed control during the study due to the increased competition for resources between the weeds and the crop. Indeed, a significant positive correlation was found between RR and herbicide effectiveness ( $r = 0.429^{**}$ ). Thus, Zhang et al. (2021) indicated that weeds significantly reduced the flag leaf photosynthetic rate as well as the root oxidation activity in rice grains at the filling stage, which seriously affected the rice yield and quality (Chauhan and Opeña, 2013). Among the parameters under study, yield is the one that most directly interests the farmer, since it represents the economically useful product, and therefore the economic return from the crop. As can be seen in Table 3, relative to the original management regimes, the greatest values of Y were obtained under ConvT. Indeed, the values of Y obtained through ConvT were greater than [NoT and ConvTF] for the two years of the study by factors of [1.12 and 1.24] and [1.64 and 1.48], respectively (Table 3). These results indicate that the use of conventional tillage instead of no-tillage management in the mid-term (4- or 5-years) could enhance rice yield under sprinkler irrigation, in addition to this irrigation system producing significant increases in yield over conventional flooding irrigation (Table 3), at least for the particular edapho-climatic conditions of this study. These findings are indeed promising since the new irrigation system does not lead to a decrease in rice productivity. Likewise, Kahlowan et al. (2007), in paddy fields from Pakistan, found that sprinkler irrigation produced an increase of 18 % rice yield in comparison to traditional irrigation, which is in line with other research (Sánchez-Llerena et al., 2016; Peña et al., 2022).

Several workers have dedicated their studies to the influence of tillage systems on rice crop productivity, finding a strong dependence on the agro-climatic conditions in which the crop is growing (Wang et al., 2020), on fertilization (Yadav et al., 2019), and on the length of time the tillage system has been in use (Denardin et al., 2019). Furthermore, the decrease in rice production under no-tillage systems is often attributed to an increase in soil compaction which would hinder the development of the root system and, consequently, the absorption of nutrients (Wang et al., 2020). According to those authors, the negative effects of NoT would tend to worsen over time, so that they suggest using an adaptable tillage strategy. In the present study's case, Y decreased after 5-years of no-tillage operations (NoT treatment) by a factor of 1.24 relative to the yield obtained in 2015 (8785 kg ha<sup>-1</sup>, Peña et al., 2022). Song et al. (2019) also reached similar conclusions, with rice production reductions in NoT systems of 10.6 % after 3 years of no-tillage implementation in soils characterized by high salinity and low soil organic matter content. Nevertheless, other authors defend the continuity of NoT systems, given that only after several years of performing this tillage system is it possible to notice an improvement in the rice yield, since it takes a long period of time in order for the soil disturbance associated with the high input of crop residues to result in better chemical, physical, and biological soil properties (Denardin et al., 2019), thus highlighting the importance of long-term studies. Relative to the original management, the effects of the application of biochar on Y were time-dependent, with significant increases under the fresh effect under tillage managements but without significant changes under ageing effect (Table 3). Similar findings were reported by Petter et al. (2012) who, as in the present study, applied biochar (made from Eucalyptus), only once, finding that the effect of biochar on rice yield was time-dependent with increases in the first year but a diminished effect in the second year in Brazil. Likewise, Liu et al. (2019) indicated that the application of biochar once but at a high dose rate (40 Mg ha<sup>-1</sup>,

obtained from chopped wheat straw) leads to productivity increases in paddy soils of China, but this effect is limited in time. Furthermore, it should be noted, that with the exception of ConvT, the decrease in rice yield values during the study under different management regimes (Table 3). This could be attributable to the changes observed in the soil properties. Indeed, we found that Y values correlated significantly and negatively with EC ( $r = -0.585^{**}$ ), indicating that rice is relatively sensitive to salinity. Korres et al. (2022) showed that the rice salinity threshold is 3 dS m<sup>-1</sup>, which was exceeded under the no-tillage treatments (NoT and NoTB) and was approached closely under the flooding irrigation system (ConvTF and ConvTFB) in the second year. Besides, Y values were also significantly negatively correlated with soil penetration resistance ( $r = -0.594^{**}$ ), showing that, as indicated above, soil compaction reduces rice yields due to mechanical impedance against the development of the roots. Furthermore, rice is a crop that is highly susceptible to weed invasion, which causes major yield losses (e.g., Singh et al., 2014). Indeed, we observed a significant positive correlation between Y and the herbicide effectiveness ( $r = 0.601^{**}$ ), which indicates that it is necessary to implement management regimes with effective weed control in order to ensure an optimal level of rice yield. Besides, the Y values were significantly positively correlated with PM2 ( $r = 0.684^{**}$ ) and RR ( $r = 0.684^{**}$ ), which indicated that adequate growth of the rice plants increases Y.

In view of the climate changes that are taking place, with the consequent decrease in rainfall in southern Europe, the paradigm of crop productivity will change from a main objective of maximum production to one of maximum production per unit volume of water applied. Therefore, WP is one of the most important parameters that we analysed within the scope of this study. The management regimes significantly affected the values of WP during the study, and these effects were time-dependent as indicated by the significant year × management interaction (Table 3). After 4 years of sprinkler irrigation management, regardless of tillage conditions, the values of WP were significantly greater in NoT and ConvT than ConvTF in both years of the study (Table 3), demonstrating that transitioning to sprinkler from flooding irrigation for rice crops could be an interesting alternative so as to overcome water shortages and enhance food security, especially in view of the climate changes that are taking place (Thakur et al., 2016). According to a review study by Zwart and Bastiaanssen (2004), values of WP in rice crops lie in the range 0.6–1.6 g L<sup>-1</sup> (values quite close to those found in our study). This variation can be ascribed to different water irrigation management regimes, which offers a major opportunity to maintain or increase rice yields with 20 %–40 % less use of water resources. Regardless of the year in the study and the management regime, the application of biochar did not lead to significant differences in comparison with the original management regime (Table 3). However, the correlation study showed a significant positive correlation between WP and pH ( $r = 0.553^{**}$ ), which indicates that the implementation of management systems such as the application of biochar to enhance the soil pH might also be useful to improve the water efficiency in rice crops. In addition, a significant negative correlation between WP and EC was also found ( $r = -0.363^{*}$ ). This could be a reason for the decline in WP values observed under no-tillage treatments (Table 3). Based on the results shown by Kumar et al. (2022), who indicated the mitigation of the adverse effects of salinization through biochar amendment, it would probably be interesting to analyse the long-term impact of the application of biochar on WP. Furthermore, a significant positive correlation was observed between WP and effectiveness of the herbicides ( $r = 0.745^{**}$ ), which demonstrates that in order to ensure high WP levels the rice management regimes must include efficient weed control.

#### 4. Conclusions

The findings of the present study showed that combined use of biochar and sprinkler irrigation could be an interesting alternative to traditional rice management (deep ploughing and flooding) in order to

ensure the sustainability of this important crop, especially in water-stressed regions. Indeed, the greatest values of rice yield were found with conventional tillage combined with sprinkler irrigation during both years of the study, especially with the fresh biochar application. The key reasons for this result were particularly their beneficial effects on the soil's electrical conductivity and compaction. Furthermore, flooding irrigation does not ensure effective weed control since the weed community adapts to this condition, and this adversely affects rice growth and therefore the yield, as well as having lower water productivity. Clearly, further studies need to address long-term effects.

### Funding

This work was supported by Grant GR21038 and IB16075 funded by the Extremadura Regional Government, Grant RTI2018-095461-B-I00, PID2021-123062OB-I00 and TED2021-129790B-I00 funded by MCIN/AEI/ 10.13039/501100011033, and by "ERDF A way of making Europe". Jaime Terrón Sánchez and Carmen Martín are recipients of a grant from the Extremadura Regional Government's Consejería de Economía, Comercio e Innovación, co-financing ESF A way of making Europe (PD18025; PD18026).

### Declaration of competing interest

The authors declare that there is no conflict of interest regarding the publication of this manuscript.

### Acknowledgments

The authors wish to thank the technical and human support provided by Elemental and Molecular Analysis of SAIUEX.

### References

- Alberto, M.C.R., Quilty, J.R., Buresh, R.J., Wassmann, R., Haidar, S., Correa, T.Q., Sandro, J.M., 2014. Actual evapotranspiration and dual crop coefficients for dry-seeded rice and hybrid maize grown with overhead sprinkler irrigation. *Agric. Water Manag.* 136, 1–12.
- Alvarenga, P., Fernández-Rodríguez, D., Abades, D.P., Rato-Nunes, J.M., Albarrán, A., López-Piñeiro, A., 2022. Combined use of olive mill waste compost and sprinkler irrigation to decrease the risk of As and Cd accumulation in rice grain. *Sci. Total Environ.* 835, 155488. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155488>.
- Badagliacca, G., Petrovičová, B., Pathan, S.I., Roccotelli, A., Romeo, M., Monti, M., Gelsomino, A., 2020. Use of solid anaerobic digestate and no-tillage practice for restoring the fertility status of two mediterranean orchard soils with contrasting properties. *Agric. Ecosyst. Environ.* 300, 107010. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107010>.
- Becerra-Alvarez, A., Ceseski, A.R., Al-Khatib, K., 2022. Weed control and rice response from clomazone applied at different timings in a water-seeded system. *Weed Technol.* 36, 414–418.
- Blanco-Canqui, H., 2021. Does biochar application alleviate soil compaction? Review and data synthesis. *Geoderma* 404, 115317. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115317>.
- Bogunovic, I., Pereira, P., Kiscic, I., Sajko, K., Sraka, M., 2018. Tillage management impacts on soil compaction, erosion and crop yield in Stagnosols (Croatia). *Catena* 160, 376–384.
- Brozović, B., Jug, I., Jug, D., Stipešević, B., Ravlić, M., Đurđević, B., 2021. Biochar and fertilization effects on weed incidence in winter wheat. *Agronomy-Basel* 11, 2028. <https://doi.org/10.3390/agronomy11102028>.
- Carrizo, D.R., Akbar, N., Reis, A.F.B., Li, C., Gaudin, A.C.M., Parikh, S.J., Green, P.G., Linquist, B.A., 2018. Impacts of variable soil drying in alternate wetting and drying rice systems on yields, grain arsenic concentration and soil moisture dynamics. *Field Crop Res.* 222, 101–110.
- Chauhan, B.S., Opeña, J., 2013. Weed management and grain yield of rice sown at low seeding rates in mechanized dry-seeded systems. *Field Crop Res.* 141, 9–15.
- Chen, X., Yang, S., Ding, J., Jiang, Z., Sun, X., 2021. Effects of biochar addition on rice growth and yield under water-saving irrigation. *Water* 13, 209. <https://doi.org/10.3390/w13020209>.
- De Barreda, D.G., Pardo, G., Osca, J.M., Catala-Forner, M., Consola, S., Garnica, I., López-Martínez, N., Palmerín, J.A., Osuna, M.D., 2021. An overview of rice cultivation in Spain and the management of herbicide-resistant weeds. *Agronomy-Basel* 11, 1095. <https://doi.org/10.3390/agronomy11061095>.
- De Vries, M.E., Rodenburg, J., Bado, B.V., Sow, A., Lefelaar, P.A., Giller, K.E., 2010. Rice production with less irrigation water is possible in a Sahelian environment. *Field Crop Res.* 116, 154–164.

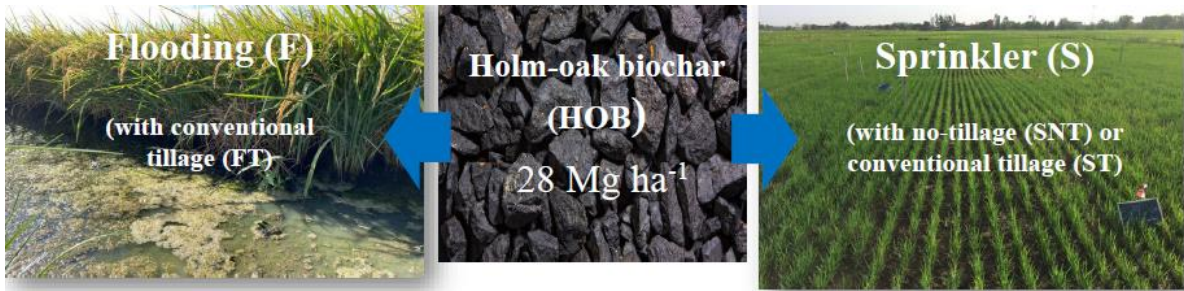
- Denardin, L.G.D.O., Carmona, F.D.C., Veloso, M.G., Martins, A.P., Freitas, T.F.S.D., Carlos, F.S., Marcolin, É., Camargo, F.A.D.O., Anghinoni, I., 2019. No-tillage increases irrigated rice yield through soil quality improvement along time. *Soil Tillage Res.* 186, 64–69.
- Devasinghe, D.A.U.P., Premarathne, K.P., Sangakkara, U.R., 2011. Weed management by rice straw mulching in direct seeded lowland rice (*Oryza sativa* L.). *Trop. Agric. Res.* 22, 263–272. <https://doi.org/10.4038/tar.v22i3.3699>.
- Ding, C., Du, S., Ma, Y., Li, X., Zhang, T., Wang, X., 2019. Changes in the pH of paddy soils after flooding and drainage: modeling and validation. *Geoderma* 337, 511–513.
- Garbuio, F.J., Jones, D.L., Alleoni, L.R.F., Murphy, D.V., Caires, E.F., 2011. Carbon and nitrogen dynamics in an oxisol as affected by liming and crop residues under no-till. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 75, 1723–1730.
- García, C., Hernández, T., Costa, C., Ceccanti, B., Masciandaro, G., Ciardi, C., 1993. A study of biochemical parameters of composted and fresh municipal wastes. *Bioresour. Technol.* 627, 17–23.
- Graber, E.R., Tschansky, L., Gerstl, Z., Lew, B., 2012. High surface area biochar negatively impacts herbicide efficacy. *Plant Soil* 353, 95–106.
- Hossain, M.M., Begum, M., Hashem, A., Rahman, M.M., Haque, M.E., Bell, R.W., 2021. Continuous practice of conservation agriculture for 3–5 years in intensive rice-based cropping patterns reduces soil weed seedbank. *Agriculture-Basel* 11, 895. <https://doi.org/10.3390/agriculture11090895>.
- Huang, L., Liu, Y., Ferreira, J.F.S., Wang, M., Na, J., Huang, J., Liang, Z., 2022. Long-term combined effects of tillage and rice cultivation with phosphogypsum or farmyard manure on the concentration of salts, minerals, and heavy metals of saline-sodic paddy fields in Northeast China. *Soil Tillage Res.* 215, 105222. <https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105222>.
- Huang, M., Zhou, X., Cao, F., Xia, B., Zou, Y., 2015. No-tillage effect on rice yield in China: a meta-analysis. *Field Crop Res.* 183, 126–137.
- Huang, M., Fan, L., Jiang, L.G., Yang, S.Y., Zou, Y.B., Uphoff, N., 2019. Continuous applications of biochar to rice: effects on grain yield and yield attributes. *J. Integr. Agric.* 18, 563–570.
- Islam, S.M.M., Gaihre, Y.K., Islam, M.R., Ahmed, M.N., Akter, M., Singh, U., Sander, B.O., 2022. Mitigating greenhouse gas emissions from irrigated rice cultivation through improved fertilizer and water management. *J. Environ. Manag.* 307, 114520. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114520>.
- Jiang, P., Xu, F., Zhang, L., Liu, M., Xiong, H., Guo, X., Zhu, Y., Zhou, X., 2021. Impact of tillage and crop establishment methods on rice yields in a rice-ratoon rice cropping system in Southwest China. *Sci. Rep.* 11, 18421. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-98057-x>.
- Kahlown, M.A., Raof, A., Zubair, M., Kemper, W.D., 2007. Water use efficiency and economic feasibility of growing rice and wheat with sprinkler irrigation in the Indus basin of Pakistan. *Agric. Water Manag.* 87, 292–298.
- Kang, M.W., Yibeltal, M., Kim, Y.H., Oh, S.J., Lee, J.C., Kwon, E.E., Lee, S.S., 2022. Enhancement of soil physical properties and soil water retention with biochar-based soil amendments. *Sci. Total Environ.* 836, 155746. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155746>.
- Karimi, A., Moezzi, A., Chorom, M., Enayatizamir, N., 2020. Application of biochar changed the status of nutrients and biological activity in a calcareous soil. *J. Soil Sci. Plant Nutr.* 20, 450–459.
- Kato, Y., Katsura, K., 2014. Rice adaptation to aerobic soils: physiological considerations and implications for agronomy. *Plant Prod. Sci.* 17, 1–12.
- Korres, N.E., Loka, D.A., Gitsopoulos, T.K., Varanasi, V.K., Chachalis, D., Price, A., Slaton, N.A., 2022. Salinity effects on rice, rice weeds, and strategies to secure crop productivity and effective weed control. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 42, 58. <https://doi.org/10.1007/s13593-022-00794-4>.
- Kumar, A., Bhattacharya, T., Mukherjee, S., Sarkar, B., 2022. A perspective on biochar for repairing damages in the soil-plant system caused by climate change-driven extreme weather events. *Biochar* 4, 22. <https://doi.org/10.1007/s42773-022-00148-z>.
- Lal, B., Gautam, P., Raja, R., Nayak, A.K., Shahid, M., Tripathi, R., Bhattacharyya, P., Mohanty, S., Puri, C., Kumar, A., Panda, B.B., 2014. Weed community composition after 43 years of long-term fertilization in tropical rice-rice system. *Agric. Ecosyst. Environ.* 197, 301–308.
- Liao, P., Sun, Y., Zhu, X., Wang, H., Wang, Y., Chen, J., Zhang, J., Zeng, Y., Zeng, Y., Huang, S., 2021. Identifying agronomic practices with higher yield and lower global warming potential in rice paddies: a global meta-analysis. *Agric. Ecosyst. Environ.* 322, 107663. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107663>.
- Liu, X., Zhou, J., Chi, Z., Zheng, J., Li, L., Zhang, X., Zheng, J., Cheng, K., Bian, R., Pan, G., 2019. Biochar provided limited benefits for rice yield and greenhouse gas mitigation six years following an amendment in a fertile rice paddy. *Catena* 179, 20–28.
- Loke, P.F., Heine, H.G., Rhode, O.H.J., Kotzé, E., Du Preez, C.C., 2022. Tillage and its temporal effects on soil organic matter and microbial characteristics in the semi-arid central South Africa. *Soil Res.* 60, 294–309.
- López-Piñeiro, A., Sánchez-Terrón, J., Martín-Franco, C., Peña, D., Vicente, L.A., Gómez, S., Fernández-Rodríguez, D., Albarrán, A., 2022. Impacts of fresh and aged holm-oak biochar on clomazone behaviour in rice cropping soils after transition to sprinkler irrigation. *Geoderma* 413, 115768. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.115768>.
- Lü, J., Li, J., Li, Y., Chen, B., Bao, Z., 2012. Use of rice straw biochar simultaneously as the sustained release carrier of herbicides and soil amendment for their reduced leaching. *J. Agric. Food Chem.* 60, 6463–6470.
- Mi, W., Sun, Y., Zhao, C., Wu, L., 2019. Soil organic carbon and its labile fractions in paddy soil as influenced by water regimes and straw management. *Agric. Water Manag.* 224, 105752. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.105752>.
- Mohammed, U., Aimrun, W., Amin, M.S.M., Khalina, A., Zubairu, U.B., 2016. Influence of soil cover on moisture content and weed suppression under system of rice intensification (SRI). *Paddy Water Environ.* 14, 159–167.
- Mondal, S., Chakraborty, D., 2022. Soil nitrogen status can be improved through no-tillage adoption particularly in the surface soil layer: a global meta-analysis. *J. Clean. Prod.* 366, 132874. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132874>.

- Mondal, S., Khan, M.I.R., Entila, F., Dixit, S., Sta. Cruz, P.C., Panna Ali, M., Pittendrigh, B., Septiningsih, E.M., Ismail, A.M., 2020. Responses of AG1 and AG2 QTL introgression lines and seed pre-treatment on growth and physiological processes during anaerobic germination of rice under flooding. *Sci. Rep.* 10, 10214. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-67240-x>.
- Mostofa Amin, M.G., Akter, A., Jahangir, M.M.R., Ahmed, T., 2021. Leaching and runoff potential of nutrient and water losses in rice field as affected by alternate wetting and drying irrigation. *J. Environ. Manag.* 297, 113402. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113402>.
- Nyambo, P., Chiduza, C., Araya, T., 2022. Effect of conservation agriculture on selected soil physical properties on a haplic cambisol in Alice, Eastern Cape, South Africa. *Arch. Agron. Soil Sci.* 68, 195–208.
- Oladele, S.O., 2019. Changes in physicochemical properties and quality index of an Alfisol after three years of rice husk biochar amendment in rainfed rice – maize cropping sequence. *Geoderma* 353, 359–371.
- Oni, B.A., Oziegbe, O., Olawole, O.O., 2019. Significance of biochar application to the environment and economy. *Ann. Agric. Sci.* 64, 222–236.
- Peña, D., Fernández, D., Albarrán, A., Gómez, S., Martín, C., Sánchez-Terrón, J., Vicente, L., López-Piñero, A., 2022. Using olive mill waste compost with sprinkler irrigation as a strategy to achieve sustainable rice cropping under mediterranean conditions. *Agron. Sustain. Dev.* 42, 36. <https://doi.org/10.1007/s13593-022-00769-5>.
- Petter, F.A., Madari, B.E., da Silva, M.A.S., Carneiro, M.A.C., Carvalho, M.T.D.M., Júnior, B.H.M., Pacheco, L.P., 2012. Soil fertility and upland rice yield after biochar application in the cerrado. *Pesqui. Agropecu. Bras.* 47, 699–706.
- Phapumma, A., Monkham, T., Chankaew, S., Kaewpradit, W., Harakotr, P., Sanitchon, J., 2020. Characterization of indigenous upland rice varieties for high yield potential and grain quality characters under rainfed conditions in Thailand. *Ann. Agric. Sci.* 65, 179–187.
- Qian, H., Chen, J., Zhu, X., Wang, L., Liu, Y., Zhang, J., Deng, A., Song, Z., Ding, Y., Jiang, Y., van Groenigen, K.J., Zhang, W., 2022. Intermittent flooding lowers the impact of elevated atmospheric CO<sub>2</sub> on CH<sub>4</sub> emissions from rice paddies. *Agric. Ecosyst. Environ.* 329, 107872. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.107872>.
- Sánchez-Llerena, J., López-Piñero, A., Albarrán, A., Peña, D., Becerra, D., Rato-Nunes, J.M., 2016. Short and long-term effects of different irrigation and tillage systems on soil properties and rice productivity under mediterranean conditions. *Eur. J. Agron.* 77, 101–110.
- Saurabh, K., Rao, K.K., Mishra, J.S., Kumar, R., Poonia, S.P., Samal, S.K., Roy, H.S., Dubey, A.K., Choubey, A.K., Mondal, S., Bhatt, B.P., Verma, M., Malik, R.K., 2021. Influence of tillage based crop establishment and residue management practices on soil quality indices and yield sustainability in rice-wheat cropping system of Eastern Indo-Gangetic plains. *Soil Tillage Res.* 206, 104841. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104841>.
- Sheng, Y., Zhu, L., 2018. Biochar alters microbial community and carbon sequestration potential across different soil pH. *Sci. Total Environ.* 622–623, 1391–1399.
- Singh, M., Bhullar, M.S., Chauhan, B.S., 2014. The critical period for weed control in dry-seeded rice. *Crop Prot.* 66, 80–85.
- Singh, M., Bhullar, M.S., Chauhan, B.S., 2015. Influence of tillage, cover cropping, and herbicides on weeds and productivity of dry direct-seeded rice. *Soil Tillage Res.* 147, 39–49.
- Somasundaram, J., Sinha, N.K., Dalal, R.C., Lal, R., Mohanty, M., Naorem, A.K., Hati, K.M., Chaudhary, R.S., Biswas, A.K., Patra, A.K., Chaudhari, S.K., 2020. No-till farming and conservation agriculture in south Asia—issues, challenges, prospects and benefits. *Crit. Rev. Plant Sci.* 39, 236–279.
- Song, K., Zheng, X., Lv, W., Qin, Q., Sun, L., Zhang, H., Xue, Y., 2019. Effects of tillage and straw return on water-stable aggregates, carbon stabilization and crop yield in an estuarine alluvial soil. *Sci. Rep.* 9, 4586. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-40908-9>.
- Spanu, A., Langasco, I., Barracu, F., Deroma, M.A., López-Sánchez, J.F., Mara, A., Meloni, P., Pilo, M.I., Spano, N., Sanna, G., 2022. Influence of irrigation methods on arsenic speciation in rice grain. *J. Environ. Manag.* 321, 115984. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115984>.
- Srinivasan, R., Nayak, D.C., Gobinath, R., Kumar, S.N., Nageswara Rao, D.V.K., Singh, S.K., 2022. Consequential rice crop response to resultant soil properties in a toposequence in eastern coastal plain of Odisha, India. *Model. Earth Syst. Environ.* 8, 2135–2150.
- Sun, H., Luo, L., Wang, J., Wang, D., Huang, R., Ma, C., Zhu, Y.-G., Liu, Z., 2022. Speciation evolution of phosphorus and sulfur derived from sewage sludge biochar in soil: ageing effects. *Environ. Sci. Technol.* 56, 6639–6646.
- Thakur, A.K., Kassam, A., Stoop, W.A., Uphoff, N., 2016. Modifying rice crop management to ease water constraints with increased productivity, environmental benefits, and climate-resilience. *Agric. Ecosyst. Environ.* 235, 101–104.
- Topa, D., Cara, I.G., Jitäreanu, G., 2021. Long term impact of different tillage systems on carbon pools and stocks, soil bulk density, aggregation and nutrients: a field meta-analysis. *Catena* 199, 105102. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.105102>.
- Vijay, V., Shreedhar, S., Adlak, K., Payyanad, S., Sreedharan, V., Gopi, G., Sophia, V.T., Malarvizhi, P., Yi, S., Gebert, J., Aravind, P.V., 2021. Review of large-scale biochar field-trials for soil amendment and the observed influences on crop yield variations. *Front. Energy Res.* 9, 710766. <https://doi.org/10.3389/fenrg.2021.710766>.
- Wang, X., Qi, J.Y., Liu, B.Y., Kan, Z.R., Zhao, X., Xiao, X.P., Zhang, H.L., 2020. Strategic tillage effects on soil properties and agricultural productivity in the paddies of Southern China. *Land Degrad. Dev.* 31, 1277–1286.
- Wang, Y., Zhang, W., Müller, T., Lakshmanan, P., Liu, Y., Liang, T., Wang, L., Yang, H., Chen, X., 2023. Soil phosphorus availability and fractionation in response to different phosphorus sources in alkaline and acid soils: a short-term incubation study. *Sci. Rep.* 13, 5677. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-31908-x>.
- Xu, L., Tang, G., Tian, J., Wang, X., Zhang, J., 2021. Effects of no-tillage sowing on soil properties and forage wheat and italian ryegrass yields in winter fallow paddy fields. *PeerJ* 9, e10573. <https://doi.org/10.7717/peerj.10573>.
- Yadav, G.S., Babu, S., Das, A., Bhowmik, S.N., Datta, M., Singh, R., 2019. Soil carbon dynamics and productivity of rice–rice system under conservation tillage in submerged and unsubmerged ecologies of Eastern Indian Himalaya. *Carbon Manag.* 10, 51–62.
- Yang, S., Xiao, Y., Sun, X., Ding, J., Jiang, Z., Xu, J., 2019. Biochar improved rice yield and mitigated CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from paddy field under controlled irrigation in the Taihu lake region of China. *Atmos. Environ.* 200, 69–77.
- Zhang, Z., Cao, J., Gu, T., Yang, X., Peng, Q., Bai, L., Li, Y., 2021. Co-planted barnyardgrass reduces rice yield by inhibiting plant above- and belowground-growth during post-heading stages. *Crop J.* 9, 1198–1207.
- Zwart, S.J., Bastiaanssen, W.G.M., 2004. Review of measured crop water productivity values for irrigated wheat, rice, cotton and maize. *Agric. Water Manag.* 69, 115–133.

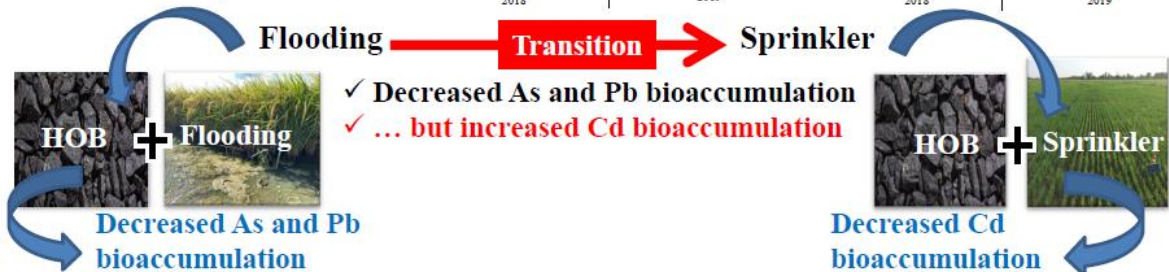
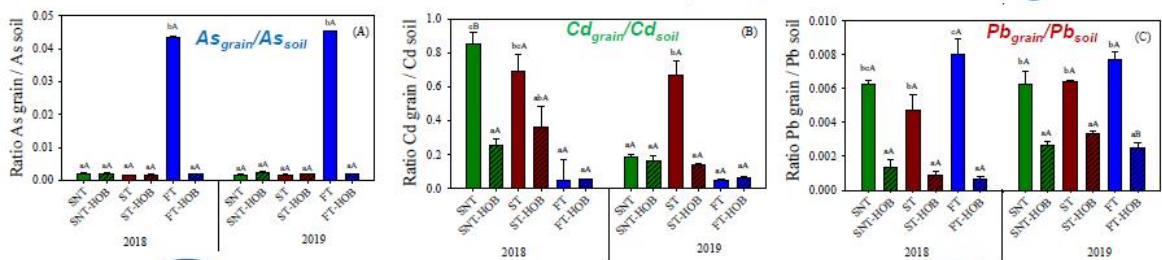


## IV.3. Artículo III

# Effects of fresh and field-aged holm-oak biochar on As, Cd and Pb bioaccumulation in different rice growing environments



### Effects in the bioaccumulation of As, Cd, and Pb in rice grains





## Effects of fresh and field-aged holm-oak biochar on As, Cd and Pb bioaccumulation in different rice growing environments

*Carmen Martín-Franco<sup>1</sup>, Jaime Terrón Sánchez<sup>2</sup>, Paula Alvarenga<sup>3\*</sup>, David Peña<sup>4</sup>, Damián Fernández-Rodríguez<sup>2</sup>, Luis Andrés Vicente<sup>1</sup>, Ángel Albarrán<sup>2</sup>, Antonio López-Piñeiro<sup>1</sup>*

<sup>1</sup>Área de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Ciencias – IACYS, Universidad de Extremadura, Badajoz, Spain

<sup>2</sup>Área de Producción Vegetal, Escuela de Ingenierías Agrarias – IACYS, Universidad de Extremadura, Badajoz, Spain 11

<sup>3</sup>LEAF - Linking Landscape, Environment, Agriculture and Food Research Center, Associated Laboratory TERRA, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal

<sup>4</sup>Área de Edafología y Química Agrícola, Escuela de Ingenierías Agrarias– IACYS, Universidad de Extremadura, Ctra de Cáceres, 06071 - Badajoz, Spain

**Revista:** Science of the Total Environment

**Editorial:** Elsevier

**Categoría:** Environmental Sciences

**Factor de impacto:** 10.754 (JCR 2021)

**Cuartil:** Q1 (26/279)

**Volumen:** 887

**Artículo:** 164012

**Año de publicación:** 2023

**DOI:** <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164012>



Contents lists available at ScienceDirect

Science of the Total Environment

journal homepage: [www.elsevier.com/locate/scitotenv](http://www.elsevier.com/locate/scitotenv)

## Effects of fresh and field-aged holm-oak biochar on As, Cd and Pb bioaccumulation in different rice growing environments

Carmen Martín-Franco<sup>a</sup>, Jaime Terrón Sánchez<sup>b</sup>, Paula Alvarenga<sup>c,\*</sup>, David Peña<sup>d</sup>, Damián Fernández-Rodríguez<sup>b</sup>, Luis Andrés Vicente<sup>a</sup>, Ángel Albarrán<sup>b</sup>, Antonio López-Piñeiro<sup>a</sup>

<sup>a</sup> Área de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Ciencias – IACYS, Universidad de Extremadura, Badajoz, Spain

<sup>b</sup> Área de Producción Vegetal, Escuela de Ingenierías Agrarias – IACYS, Universidad de Extremadura, Badajoz, Spain

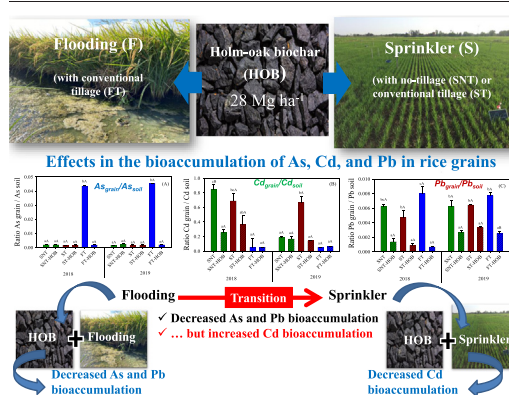
<sup>c</sup> LEAF - Linking Landscape, Environment, Agriculture and Food Research Center, Associate Laboratory TERRA, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal

<sup>d</sup> Área de Edafología y Química Agrícola, Escuela de Ingenierías Agrarias – IACYS, Universidad de Extremadura, Ctra de Cáceres, 06071 Badajoz, Spain

### HIGHLIGHTS

- Biochar acted as an important soil passivator of As in flooding irrigation systems.
- Pb bioaccumulation in rice grain decreased in all production systems with biochar.
- Increased bioaccumulation of Cd in sprinkler irrigation was counteracted by biochar.
- Biochar simultaneously avoids metals and metalloids bioaccumulation in rice grain.

### GRAPHICAL ABSTRACT



### ARTICLE INFO

Editor: Filip M.G. Tack

#### Keywords:

*Oryza sativa* L.

Toxic trace elements

Sprinkler irrigation

Flooding irrigation

Mediterranean environment

Soil amendments

### ABSTRACT

Arsenic, Cd, and Pb environmental fate is influenced when the traditional permanent flooding rice production systems are replaced by water-saving and soil conservation practices, urging for additional strategies that avoid their bioaccumulation in rice grain. The aim of this two-years field study was to evaluate the effects of fresh and field-aged biochar on As, Cd, and Pb bioaccumulation, and on As speciation, in rice grain produced in different growing environments (flooding *versus* sprinkler and conventional tillage *versus* direct seeding). Biochar produced from holm-oak pruning residues (pyrolysis at 550 °C, 48 h), in a single application (28 Mg ha<sup>-1</sup>), reduced As bioaccumulation in rice grain in the permanent flooding system to non-quantifiable concentrations (e.g., from 0.178 mg kg<sup>-1</sup> to <0.04 mg kg<sup>-1</sup>, for inorganic-As, respectively), an effect which remained under field-aging conditions, increasing rice commercial value. When adopting sprinkler irrigation, the undesirable increase in Cd bioaccumulation in rice, relatively to the anaerobic system, was counteracted by biochar application, reducing its bioaccumulation in kernels between 32 and 80 %, allowing a simultaneous control of metals and metalloids bioaccumulation in rice. The bioaccumulation of Pb was also prevented with biochar application, with a reduction in its concentration four- to 13-times, in all the management systems, relatively to the non-amended plots, under fresh biochar effects. However, Pb immobilization decreased with biochar field-aging, indicating that the biochar application may have to be repeated to maintain the same beneficial effect. Therefore, the present study shows that the implementation of sprinkler irrigation with holm-oak biochar could reduce the risk of heavy metals(loids) bioaccumulation in rice grains and, thereby, ensuring food safety aspects, particularly under fresh biochar effects.

\* Corresponding author at: Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.  
E-mail address: [palvarenga@isa.ulisboa.pt](mailto:palvarenga@isa.ulisboa.pt) (P. Alvarenga).

<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164012>

Received 22 March 2023; Received in revised form 4 May 2023; Accepted 4 May 2023

Available online 10 May 2023

0048-9697/© 2023 The Authors. Published by Elsevier B.V. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

## 1. Introduction

Rice (*Oryza sativa* L.) provides staple food for >3.5 billion people, about half of the world population (Mandal et al., 2019), turning it is a crucial crop to ensure world's food safety (Wu et al., 2018). The continuous flooding irrigation is the most widely used method for rice production, with >60 % of the total rice area irrigated through this method (Rao et al., 2017). In fact, Ariani et al. (2022) indicated that rice consumes about 40 % of the total world irrigation water, which represents >25 % of the total freshwater resources, thus competing with the demand for freshwater by other sectors of the economy. This situation could be even more critical in the Mediterranean environment, where shortage of water resources do not allow guarantee of water supply for rice fields. Therefore, agricultural practices to increase sustainability and productivity of rice crop are urgent (Peña et al., 2022). In this sense, several water-saving systems have been developed to reduce unproductive losses of water (e.g., seepage, percolation, evaporation), increasing water productivity, relatively to continuous flooding irrigation (Poddar et al., 2022). These water-saving methods, whose application in rice fields have increased in recent years, include alternate wetting and drying (Carrizo et al., 2017), sprinkler (Alvarenga et al., 2022; Spanu et al., 2022), drip (Abd El-Mageed et al., 2022), among others irrigation systems (Poddar et al., 2022).

The implementation of water-saving irrigation methods could affect the bioavailability of toxic elements, such as arsenic (As), cadmium (Cd) and lead (Pb), which have been ranked first, seventh and second, respectively, as hazardous substances by the Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR, 2019), and whose bioaccumulation in rice grains could lead to adverse effects on human health (Carrizo et al., 2022; Wen et al., 2021). This is especially important in rice, since, apart from being a staple food for a large part of the world's population, is more effective than other cereals in accumulating these toxic elements (Khanam et al., 2020). Thus, rice could act as an important source of dietary intake of these elements (As, Cd, and Pb), whose concentrations were regulated, in the case of European Union, by the Commission Regulation in 2006 and 2015 (Spanu et al., 2020; Alvarenga et al., 2022). In particular, rice is one of the most important sources of As to the human diet (Moreno-Jiménez et al., 2014; Oberoi et al., 2019), whose toxicity is mainly influenced by its chemical speciation in rice grain (Meharg and Hartley-Whitaker, 2002). Inorganic As ( $As_{inorg}$ ), the sum of arsenite, As(III), and arsenate, As(V), corresponds to the most toxic species, while the organic forms are considered to be of low risk. Due to the reduction conditions associated with continuous flooding irrigation, As is reduced from As(V) to As(III), which is more mobile, leading to increased phytoavailability and uptake by rice plants (Islam et al., 2020). Previous studies have demonstrated an increase in grain As(III) concentration under continuous flooding irrigation, whereas a significant decrease was recorded under water saving methods, such as alternate wetting and drying and sprinkler irrigation (e.g., Honma et al., 2016; Alvarenga et al., 2022). This observation was explained because As(V), the more abundant  $As_{inorg}$  form under oxidizing environmental conditions, is strongly sorbed to soil colloids (Honma et al., 2016). However, Cd, whose predominant form taken up by rice plants is  $Cd^{2+}$ , can be stabilized as sulfide (CdS), under reducing environmental conditions produced by permanent flooding irrigation, causing the decrease of Cd solubility and phytoavailability (Wen et al., 2021). Previous studies have indicated that the effects of water management on Cd and As bioaccumulation in rice grains were opposite, due to their contrasting biogeochemical behaviours (Moreno-Jiménez et al., 2014; Honma et al., 2016; Alvarenga et al., 2022). However, literature diverge in results about the effects of water management on As and Cd bioaccumulation in rice grains (Carrizo et al., 2022). Indeed, the effects on As bioaccumulation, in rice grain under water-saving systems, ranged from no decrease to 90 % decrease, in reference to permanent flooding irrigation (Acharjee et al., 2021; Norton et al., 2017). Likewise, there are studies that reported a high variability on the effects of water-saving methods on Cd bioaccumulation in rice grain and even contradictory trends across studies (da Silva et al., 2020; Spanu et al., 2018; Xu et al., 2019). The wide variability in results could

be due to differences between water-saving managements, rice genetics, soil properties and rice growing environments, showing the need to develop further studies.

There are few published studies about the effects of rice water management on Pb bioaccumulation in rice grains (Spanu et al., 2020). The availability of Pb in soils could be affected by several factors, being soil pH a crucial aspect. Thus, the mobility of Pb under acidic conditions can be favoured due to its higher solubility (Khanam et al., 2020). Therefore, it is very difficult to, simultaneously, reduce the bioaccumulation of different toxic elements in rice grain using single management options (Wu et al., 2021).

Biochar, a carbon-rich organic material produced by pyrolysis, is very effective to improve rice yields under water-saving irrigation (Liu et al., 2022), increasing the sustainability and productivity of rice in areas with high water stress, such as in the Mediterranean (López-Piñero et al., 2022). As biochar application to rice soils could lead to improved soils properties, such as pH control, increase in porosity, surface charges and exchange sites, it may also play an important role in reducing plants' toxic element uptake (Kumar et al., 2022).

However, further studies are needed, because most studies have been developed: (i) with modified biochar, which makes it very costly, and not economically attractive; (ii) in soils affected by high concentrations of toxic elements, when most of the rice is cultivated under non-contaminated soil; and (iii) under greenhouse or laboratory conditions (e.g., Yu et al., 2017; Diao et al., 2022; Majumdar et al., 2023; Yang et al., 2021, 2023), constraining the inference of the effects to the whole growth period of rice, under real field conditions.

Biochar can be obtained from a wide variety of organic materials. That obtained from holm oak pruning, holm-oak biochar (HOB), has high total organic carbon content as well as greater water holding capacity than those produced from other organic materials (Takaya et al., 2016; López-Cano et al., 2018). Furthermore, HOB is extensively produced at a reasonable price in different Mediterranean countries, thus making it practicable to use it as an organic amendment (López-Piñero et al., 2022). Despite, to our best knowledge, the effects of HOB application, under different water irrigation practices, on As, Cd and Pb rice bioaccumulation in Mediterranean conditions, has never been studied. Likewise, different tillage managements should also be considered since they can modify soils properties and cause changes in the phytoavailability of toxic elements. Therefore, the objective of the present field study was to analyse the effects of HOB application on the bioaccumulation of As, Cd, and Pb, as well as on As speciation in rice grain, under different rice growing environments (flooding versus sprinkler and conventional tillage versus direct seeding). Considering that fresh HOB properties may be altered by weathering and aging processes under these different rice growing environments, which in turn could also affect the availability and bioaccumulation of As, Cd and Pb, aging effects are also intended to be measured, after two years of HOB application to soil.

## 2. Materials and methods

### 2.1. Site description

A 2-year field experiment (2018 and 2019) was carried out in a paddy field at Gévora, south-western Spain (38°55'N; 6°57'W), under a semi-arid Mediterranean climate with rainfall of 450 mm and mean annual temperature of 17 °C. The experimental area has been dedicated to rice production for >10 years, with deep ploughing and flooding techniques. However, in a part of the experimental area, the sprinkler irrigation method was implemented since 2015. According to FAO (2006), the soil of the experimental area is classified as Hydragric Anthrosol, with a particle size distribution of 50.3 % sand, 28.9 % silt and 20.8 % clay (loam texture) and 12.5 g kg<sup>-1</sup> total carbon. Total As, Cd, and Pb concentrations in soil samples throughout the study were ≤6.30 mg kg<sup>-1</sup>, 0.275 mg kg<sup>-1</sup> and 21.8 mg kg<sup>-1</sup>, respectively, which indicates that the soil is not contaminated by these elements, as further discussed in Section 3.1.

## 2.2. Biochar

The commercial biochar applied in the experimental area was purchased from Carylevere Co., Ltd. (Zahinos, Spain). It was produced by slow pyrolysis of the pruning residues of holm oak (*Quercus ilex* L.), a typical tree of the Mediterranean agroforestry system, at a temperature of 550 °C for 48 h. Before application to soil, the HOB was ground to pass through a sieve (2 mm), and analysed for: total carbon (TC), total hydrogen (TH), total nitrogen (TN), total oxygen (TO), ash, H/C and O/C ratios, pH, electrical conductivity (EC), water-soluble organic carbon (WSOC), specific surface area (SSA) and total pore volume, according to the methods previously described by López-Piñero et al. (2022). The biochar physico-chemical characterization was made in its fresh (before soil application) and aged status (after two years of aging processes under different management and natural field conditions) (Table S1). The toxic trace elements (Cr, Ni, As, Cd, Hg, and Pb) were extracted from the HOB according to the European Biochar Certificate (EBC) analytical methods (EBC, 2022), and analysed using inductively coupled plasma optical atomic emission spectrophotometer (ICP-OES, ICAP 6500 Duo Thermo®) (Table 1). Considering the metals/metalloids concentrations in the biochar, and the standards of the European Biochar Certificate-Version 10.2 from 8th Dec 2022 of EBC (EBC, 2022), the HOB can be labelled as EBC-FeedPlus, which meet all European Union regulations and whose use as a soil amendment is allowed.

## 2.3. Experimental design and field management

Six different management systems were implemented in the experimental area, with three replicates per treatment, in a completely randomized design: (i) sprinkler irrigation under no-tillage management (SNT), (ii) sprinkler irrigation under no-tillage management with HOB application (SNT- HOB), (iii) sprinkler irrigation under conventional tillage (ST), (iv) sprinkler irrigation under conventional tillage with HOB application (ST- HOB), (v) permanent flooding irrigation under conventional tillage (FT), and (vi) permanent flooding irrigation under conventional tillage with HOB application (FT- HOB). In all the amended treatments (SNT- HOB, ST- HOB, and FT- HOB) the dosage of HOB used was 28 Mg ha<sup>-1</sup>, which was applied only in April 2018 (single application, before rice sowing).

In October of each year (after rice harvest), a composite soil sample of four subsamples was collected from each plot to a depth of 0–20 cm. Therefore, the measurements done in the year 2018 corresponded to the “fresh” effects, whereas the measurements done in the year 2019 corresponded to the “aged” effects. To improve planning and efficient irrigation management, the SNT, SNT- HOB, ST, and ST- HOB treatments were irrigated by sprinkler at a frequency of 6 days per week, throughout the rice growing season, considering crop's evapotranspiration. However, the FT and FT- HOB treatments were permanent flooded, maintaining the water level about 10 cm above ground. Sprinkler irrigation allowed an overall considerable water saving, since the amount of water applied in the sprinkler irrigation ranged from 53 to 58 % of the total water applied in the permanent flooding treatments. The water used for irrigation, regardless of sprinkler irrigation or permanent flooding, was the same, and was supplied from the

**Table 1**

Trace element concentrations in the holm-oak biochar (HOB) applied to the soil in the field study (mean values,  $n = 3$ ). Concentrations are reported on a dry matter basis.

Potentially toxic trace elements	HOB	Limit value of European Biochar Certificate <sup>a</sup>
Cr (mg kg <sup>-1</sup> )	0.70	70
Ni (mg kg <sup>-1</sup> )	2.12	25
As (mg kg <sup>-1</sup> )	0.26	2
Cd (mg kg <sup>-1</sup> )	<0.10	0.8
Hg (mg kg <sup>-1</sup> )	<0.10	0.1
Pb (mg kg <sup>-1</sup> )	1.19	10

<sup>a</sup> European Biochar Certificate - Guidelines for a Sustainable Production of Biochar (Version 10.2 from 8th Dec 2022).

Montijo Dam. During the two years of the study, toxic metals and metalloids concentrations in the irrigation water were always below the thresholds set for drinking water by the World Health Organization (WHO), which are 10 µg L<sup>-1</sup>, 3 µg L<sup>-1</sup> and 10 µg L<sup>-1</sup> for As, Cd and Pb, respectively (WHO, 2022). The concentrations ranged from 2.00 to 9.30 µg L<sup>-1</sup> for As, from <0.02 to 0.08 µg L<sup>-1</sup> for Cd, and from <0.3 to 2.21 µg L<sup>-1</sup> for Pb.

In both years of the study, the rice was sown in the first seven days of May at a dosage of 160 kg ha<sup>-1</sup> seeds of *Oryza sativa* var. Sirio, with a Semeato 320 Disc Seeder for the sprinkler irrigated treatments, and with a broadcast seed drill for the permanent flooding irrigation treatments. The harvest of rice was done at the end of September. Regardless of the seeding and irrigation system, the rest of agricultural practices, such as mineral fertilization and pesticides application, were the same and repeated during both years of the study (2018 and 2019).

The physico-chemical properties of soils (total carbon (TC), water-soluble organic carbon (WSOC), electrical conductivity (EC, saturation extract), soil pH (soil:water suspension 1:1 v/v) were determined by methods previously described by López-Piñero et al. (2022). Specific UV-absorbance at 254 nm (SUVA<sub>254</sub>), an indicator of the aromaticity of the dissolved organic compounds in soil (dependent on the C=O and C=C bonds in aromatic compounds and humic-like substances; Sun et al., 2021), was obtained, by measuring the absorbance coefficient at 254 nm of the CaCl<sub>2</sub> 0.01 M extract of soil (1:5 w:v soil:solution ratio), normalized by dividing its value by the WSOC content (Sun et al., 2021). SUVA<sub>254</sub>, and other selected properties of the unamended and HOB-amended soils, for 2018 and 2019, are listed in Table S2, adapted from López-Piñero et al. (2022).

## 2.4. Analytical procedures

The soil samples were air-dried and passed through a sieve (2 mm). Then, this fraction was further milled in an agata mortar to achieve particles with a lower size (<0.2 mm). Similarly, after harvest, hand-dehusked rice grain samples were dried for 2 days (60 °C), milled in an agata mortar, and sieved using a 0.2 mm sieve. Arsenic, Cd, and Pb total concentrations in soil and rice grain were determined by ICP-OES (ICAP 6500 Duo Thermo®) after digestion with HNO<sub>3</sub>:H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (80:20, v/v) in a microwave digester (MARSXpress, CEM), at 220 °C for 20 min.

Furthermore, soil available As, Cd, and Pb concentrations were determined, assuming that they can be predicted using a single-step extraction procedure, with NaHCO<sub>3</sub> 0.5 M (1:10, w:v) for As, after Pardo et al. (2014), and with DTPA 0.005 M (diethylenetriaminepentaacetic acid) (1:2, w:v), to predict the available Cd and Pb, after Lindsay and Norvell (1978).

All samples were analysed in triplicates and blanks (deionized water) were measured in parallel, to check for possible contamination. Trace element concentrations, in soil and plant material, were reported on a dry matter basis. Quantification limits for all elements in soil, total and extractable, were 0.005 mg kg<sup>-1</sup>. Quantification limits for total As, Cd, and Pb in rice grain were 0.010 mg kg<sup>-1</sup>.

Arsenic speciation, As(III) and As(V), in the rice grains, was determined as described by Alvarenga et al. (2022), using extracts of the samples (1:20 w:v, with HNO<sub>3</sub> 0.17 M, at 95 °C for 90 min, in a microwave digestion system (Milestone ETHOS-1)), after centrifugation (10,000 rpm for 15 min, at 4 °C), and filtration through a 0.45 µm membrane. Quantification was performed by high-performance liquid chromatography (HPLC) (Varian Prostar, Spectralab Scientific, Toronto, Canada), coupled to an inductively coupled plasma – mass spectrometer system (ICP-MS) (Varian 820-MS). All samples were analysed in triplicates and concentrations were reported on a dry matter basis. Analytical quantification limits determined were 0.040 mg kg<sup>-1</sup>, for As(III), and 0.050 mg kg<sup>-1</sup>, for As(V). Furthermore, to validate the analytical methods, including digestion and extraction procedures, certified reference materials were analysed: soil standards SRM® 2709a, SRM® 2710a and SRM® 2711a (NIST, USA) were used, and the rate of recovery of As, Cd and Pb was >94 %. For the rice grain samples, the extraction efficiency was verified with SRM® 1568b certified rice flour (NIST, Gaithersburg, USA), and the mean recoveries of this standard reference material were 91–107 % for As, Cd, Pb and As<sub>inorg</sub>.

## 2.5. Statistical analyses

Statistical analyses were performed using the SPSS (version 22) software. Data on soils properties, As, Cd and Pb concentrations in soils and rice grains were checked for normality distribution and homogeneity of variances and then analysed by two-way ANOVA with repeated measures on the factor “year” was used. All pairwise multiple comparisons were performed using the *post hoc* Tukey test. For statistical analyses purposes, results below the quantification limit, were assumed to be equal to the quantification limit.

Pearson correlation coefficients were calculated to study possible correlations between different properties. Correlations were considered significant at two levels of significance:  $p < 0.05$ , statistically significant, and at  $p < 0.01$ , with a higher level of statistical significance.

## 3. Results

### 3.1. Effects of the treatments on As, Cd, and Pb concentrations and extractability in the soil

The soil in the experimental field was not contaminated with Cd or Pb (Table 2), and that fact can be ascertained by comparing total Cd and Pb concentrations in the soil with the maximum allowed concentrations for agricultural soils in the Spanish legislation (Royal Decree 1051/2022, of December 27, which establishes standards for sustainable nutrition in agricultural soils). Maximum allowed concentration for Cd is 1.0 or 1.5 mg kg<sup>-1</sup>, while for Pb is 50 or 100 mg kg<sup>-1</sup>, depending on the soil pH, if it is <7 or >7, respectively (Royal Decree 1051/2022, of December 27). Therefore, taking the concentrations for Cd and Pb in the soil of the non-amended plots (Table 2), all with soil pH values <7 (Table S2), it is possible to see that Cd concentrations were approximately 5-times lower than the maximum allowed concentration, while Pb concentrations were approximately 2.5-times below the limit.

Regarding As, its maximum allowed concentration was not established for agricultural soils in Spain (Royal Decree 1051/2022, of December 27), but it is possible to use regulations from other countries, namely the Canadian Soil Quality Guidelines, with a limit value for inorganic As in agricultural soils of 12 mg kg<sup>-1</sup> (CCME, 2006), or the less conservative value of 50 mg kg<sup>-1</sup>, established by the Ministry of Environment of Finland, for

all types of soils (Tóth et al., 2016). Therefore, total As concentration in the soil was also below limit values established, allowing it to be considered a soil non-contaminated with As. Despite, since the irrigation regime, soil management, and the application of amendments may affect As, Cd, and Pb availability in soil, and bioaccumulation in rice grain, it is important to evaluate how these values changed.

Total concentrations of As, Cd, and Pb in the soil were not affected by the management regimes (Table 2), with values, in all the treatments, that did not differ significantly between treatments and years. That fact was somehow expected, because the biochar used, HOB, had low concentrations of toxic trace elements (Table 1), and the water used for irrigation was not contaminated. Biochar produced from lignocellulosic waste materials as feedstocks is a good option, not only because its production does not correspond to a competition for land use to food and feed production, but also because its toxic trace elements concentrations are low, when compared with biochar produced from other residues, like urban organic waste (López-Cano et al., 2018). Several authors have characterized biochar produced from raw holm oak residues, like López-Cano et al. (2018), stating that it has characteristics like wood biochar, suitable for agricultural use, but alerted for the fact that the agronomical benefits and impacts on soil biogeochemical cycles need to be thoroughly assessed. In fact, despite the potential importance of this agricultural practice to improve soil quality in Mediterranean countries, Teutscherova et al. (2018) have evaluated the impact of HOB on biological properties of two contrasting Mediterranean soils, and they have found that, besides the amelioration on soil aggregation, the beneficial effects were not evident, and depended on the soil initial characteristics.

Arsenic-extractable concentrations in soil (with NaHCO<sub>3</sub> 0.5 M, 1:10 w:v; Pardo et al., 2014), a chemical surrogate measure of its bioavailable fraction, were very low in all the plots, and were not affected by the treatment, ranging from 0.8 to 1.8 % of the total (Table 2). The same was true for Cd-extractable concentrations in soil (with 0.005 M DTPA, 1:2 w:v; Lindsay and Norvell, 1978), with values below the quantification limit of the analytical technique (<0.005 mg kg<sup>-1</sup>), which corresponds to a maximum of 3.4 % bioavailable fraction, taking the worst case scenario.

On the contrary, the management regime affected extractable Pb in soil ( $p < 0.001$  for the ANOVA factor) (Table 2), and the most evident effect was a decrease of the extractable Pb in the soil of the biochar-treated plots, when compared with their non-amended counterparts (approximately, a

**Table 2**

Effect of the different treatments on trace element concentrations in the soils, total and extractable (mean values, n = 3). All results are reported on a dry matter basis.

	Total concentrations			NaHCO <sub>3</sub> -extractable		DTPA-extractable	
	As (mg kg <sup>-1</sup> )	Cd (mg kg <sup>-1</sup> )	Pb (mg kg <sup>-1</sup> )	As (mg kg <sup>-1</sup> )	Cd (mg kg <sup>-1</sup> )	Pb (mg kg <sup>-1</sup> )	
2018							
SNT	4.79aA	0.190aA	14.8aA	0.064aA	<0.005	0.153abA	
SNT- HOB	5.04aA	0.187aA	17.7aA	0.061aA	<0.005	0.078aA	
ST	6.30aA	0.275aA	21.8aA	0.059aA	<0.005	0.181abA	
ST- HOB	6.16aA	0.214aA	20.9aA	0.059aA	<0.005	0.088aA	
FT	5.83aA	0.194aA	19.7aA	0.045aA	<0.005	0.212bA	
FT- HOB	5.46aA	0.191aA	17.9aA	0.058aA	<0.005	0.147abA	
2019							
SNT	5.73aA	0.203aA	20.0aA	0.063aA	<0.005	0.176abcA	
SNT- HOB	4.38aA	0.149aA	15.5aA	0.078aA	<0.005	0.094abA	
ST	5.77aA	0.212aA	20.2aA	0.062aA	<0.005	0.193bcA	
ST- HOB	5.56aA	0.190aA	18.0aA	0.062aA	<0.005	0.106abA	
FT	6.15aA	0.207aA	21.0aA	0.060aA	<0.005	0.234cA	
FT- HOB	5.05aA	0.156aA	17.7aA	0.044aA	<0.005	0.080aA	
Y	0.716NS	3.82NS	0.01NS	0.456NS	–	0.084NS	
M	2.26NS	2.08NS	3.16NS	2.83NS	–	23.9***	
Y x M	1.94NS	1.17NS	2.83NS	0.663NS	–	1.07NS	

ANOVA factors: Y, year; M, management regime; Y × M, interaction year × management regime; significant at \* $p < 0.05$ , \*\* $p < 0.01$ , and \*\*\* $p < 0.001$ , respectively; NS, not significant. Results in the same column marked with different letters indicate significant differences ( $p < 0.05$ , Tukey HSD test) between management regimes in the same year (lower case letters) and between years within the same management regime (upper case letters). HOB: holm-oak biochar; SNT: sprinkler irrigation under no-tillage management; ST: sprinkler irrigation under conventional tillage; FT: permanent flooding irrigation under conventional tillage; SNT- HOB, ST- HOB, and FT- HOB: the same management regimes, with HOB application.

2-fold decrease). This effect may have been the consequence of two additive factors: not only the adsorptive capacity of biochar for metals, including Pb (Zheng et al., 2012), but also the fact that HOB application led to an increase in the soil pH value (Table S2), a very important effect that may have caused Pb precipitation at higher pH values (Cao et al., 2011; Zheng et al., 2012; Khanan et al., 2020). In fact, the immobilization of Pb was considered, by Zheng et al. (2012), to be mostly attributed to the iron plaque on root surface, with a high adsorptive capacity for metals, and that increased because of biochar application.

### 3.2. Effects of the treatments on As, Cd, and Pb concentrations in the rice grain

#### 3.2.1. Arsenic

The reduction of inorganic As ( $As_{inorg}$ ) in rice grain under a sprinkler irrigation regime, identified by other authors (Moreno-Jiménez et al., 2014; Spanu et al., 2020; Alvarenga et al., 2022), was also evident in this study, with a considerable lower  $As_{inorg}$  concentration in rice grain in all the treatments subjected to that irrigation regime (Table 3). Flooded irrigation, on the contrary, lead to  $As_{inorg}$  concentration in the rice grain >250-fold higher, when compared to the sprinkler irrigation, without significant differences in consecutive years.

The maximum allowed concentrations of inorganic As is set at  $0.20 \text{ mg kg}^{-1}$  in the rice grain (fresh material) in the European Union (EU), or at a lower limit of  $0.10 \text{ mg kg}^{-1}$  in white polished rice when is intended to produce food for infants (European Commission, 2006, 2015). Therefore, the transition from the flooded irrigation to the sprinkler irrigation regime allowed a clear beneficial effect in this food security aspect for rice consumption, allowing a decrease of  $As_{inorg}$  concentration in rice to below the limit value of  $0.10 \text{ mg kg}^{-1}$ , in all the treatments.

On the other hand, the application of biochar had a very marked effect on  $As_{inorg}$  concentration in rice when using flooding irrigation, allowing a decrease of  $As_{inorg}$  concentration in rice to below the limit value of  $0.10 \text{ mg kg}^{-1}$ , even when using that irrigation regime, granting the safe consumption of rice, and increasing its commercial value. More important, that effect of the biochar application did not decrease under field-aging conditions.

This aspect is very evident in Fig. 1-A, where the bioaccumulation factors for As ( $As_{grain}/As_{soil}$ ) were calculated for all the treatments. Higher values for As bioaccumulation factors were obtained for the TF treatment, ranging between 0.04 and 0.05, but hose ratios decreased, very markedly, for the TF treatment when biochar was applied, to values similar to those found for all other management systems evaluated ( $<0.05$ ), without significant differences between treatments within each year, an effect that was maintained from one year to the other.

This aspect is very important, and it was a critical point in this study, because the liming effect of biochar may have an important role on metal immobilization, in addition to its sorbent capacity, but may, undesirably, mobilise some elements, like As (Beesley et al., 2011). In fact, unlike cationic metals, As is present in soil solution in oxy-anionic forms, whose mobility increases with increasing soil pH (Beesley et al., 2011; Yin et al., 2016). Therefore, the acidity alleviation proportioned by biochar application in the flooding irrigation environment (from pH 5.53 to pH 6.40 in 2018, and from pH 5.65 to pH 6.50 in 2019) could have promoted an increase in As mobility, regardless of the capacity of biochar as a sorbent, as other authors have mentioned (Zheng et al., 2012; Yin et al., 2016, 2017). That was not a fact in this study, and it is possible to say that holm-oak biochar evidenced as an important soil passivator for As, under anaerobic conditions, those of the traditional rice production, avoiding As bioaccumulation in rice grain, in either fresh and field-aging conditions.

#### 3.2.2. Cadmium

For Cd, the flooding irrigation regime, with or without biochar application, was the one which allowed lower concentrations of Cd in rice. The transition to the sprinkler irrigation regime led to an undesirable increase in Cd concentration in rice, already identified by other authors (Moreno-Jiménez et al., 2014; Alvarenga et al., 2022; Peera Sheikh Kulsum et al.,

**Table 3**

Effect of different treatments on trace element concentrations in the rice grains (mean values,  $n = 3$ ). All results are reported on a dry matter basis.

	Arsenic speciation ( $\text{mg kg}^{-1}$ )		Total concentrations ( $\text{mg kg}^{-1}$ )		
	As(III)	As(V)	As	Cd	Pb
2018					
SNT	<0.04aA	<0.05aA	<0.010aA	0.159cB	0.093bA
SNT-HOB	<0.04aA	<0.05aA	<0.010aA	0.049bA	0.024aA
ST	<0.04aA	<0.05aA	<0.010aA	0.184cA	0.096bA
ST-HOB	<0.04aA	<0.05aA	<0.010aA	0.070bB	0.018aA
FT	0.088bA	0.052bA	0.253bA	<0.010	0.156cA
FT-HOB	<0.04a	<0.05aA	<0.010aA	<0.010	0.012aA
2019					
SNT	<0.04aA	<0.05aA	<0.010aA	0.037aA	0.124bA
SNT-HOB	<0.04aA	<0.05aA	<0.010aA	0.025aA	0.061aA
ST	<0.04aA	<0.05aA	<0.010aA	0.141bA	0.130bA
ST-HOB	<0.04aA	<0.05aA	<0.010aA	0.027aA	0.089aB
FT	0.114bB	0.064bA	0.274bA	<0.010	0.162bA
FT-HOB	<0.04aA	<0.05aA	<0.010aA	<0.010	0.044aB
Y	5.11*	4.45NS	0.554NS	153***	23.8***
M	551***	15.9***	105***	97.6***	122***
Y x M	5.11*	4.45*	0.554NS	34.9***	0.937NS

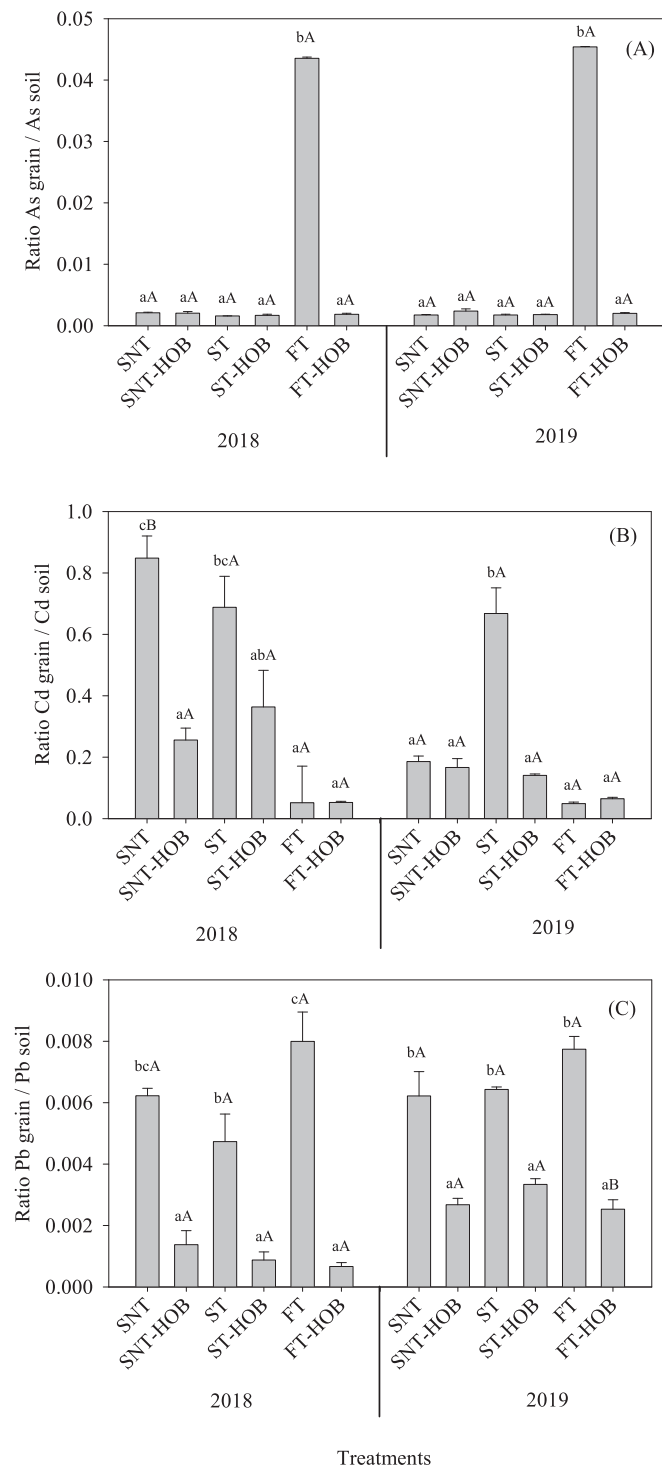
ANOVA factors: Y, year; M, management regime; Y × M, interaction year × management regime; significant at \* $p < 0.05$ , \*\* $p < 0.01$ , and \*\*\* $p < 0.001$ , respectively; NS, not significant. Results in the same column marked with different letters indicate significant differences ( $p < 0.05$ , Tukey HSD test) between management regimes in the same year (lower case letters) and between years within the same management regime (upper case letters). HOB: holm-oak biochar; SNT: sprinkler irrigation under no-tillage management; ST: sprinkler irrigation under conventional tillage; FT: permanent flooding irrigation under conventional tillage; SNT- HOB, ST- HOB, and FT- HOB: the same management regimes, with HOB application.

2023), but the values were below the maximum allowed concentration for Cd in rice grain of the EU regulations, set at  $0.20 \text{ mg kg}^{-1}$  (European Commission, 2006), in all the treatments. Biochar application led to a decrease of Cd concentration in rice for each treatment, relatively to the non-amended plots, reducing its bioaccumulation in kernels between 32 and 80 %. This effect of biochar on Cd immobilization on rice production was reported by other authors, although more effective in acid soils (Meng et al., 2023; Li et al., 2023). Awad et al. (2018) have published a meta-analysis about the effects of biochar application on different aspects of rice production, and they reported that, irrespective of the biochar type and application rate, a significant decrease of available Cd in soil and bioaccumulation in rice grains was observed, compared to the untreated soil.

Bioaccumulation factors for Cd in rice grain (Fig. 1-B) corroborated these observations, and the beneficial effect of biochar application on Cd immobilization in soil was not lost from one year to the other, maintaining low concentration in rice grain (SNT- HOB and ST- HOB, Table 3), as well as low concentration for bioaccumulation factors for Cd in rice grain in the second year of the study (Fig. 1-B), where aged effects were analysed.

#### 3.2.3. Lead

Lead concentrations in rice grains were always below the maximum allowed concentration of the EU regulations, set at the commonly accepted safety threshold level of  $0.2 \text{ mg kg}^{-1}$  (European Commission, 2006). However, the concentrations were generally above the medium value reported by Norton et al. (2014), for samples collected in Spain ( $0.015 \pm 0.011 \text{ mg kg}^{-1}$ ,  $N = 89$ ), a situation that may be a consequence of the fact that grain Pb concentrations present high genotypic differences (Norton et al., 2014). In this study, Pb behaved differently from Cd, evidencing a bioaccumulation in rice grain produced with sprinkler irrigation decreased, relatively to the flooded irrigation treatments, although only with statistically significant differences in the first year of the study (Table 3). This behaviour was also reported by Spanu et al. (2020), that reported a 50 % decrease in Pb bioaccumulation in rice kernels when using sprinkler irrigation. Nevertheless, contradictory results were also reported by other authors, and Wu et al. (2021), when evaluating the impact of



**Fig. 1.** Effect of different treatments on bioaccumulation factors in the rice grains. Bars marked with different letters indicate significant differences between management regimes in the same year (lower case letters) and between years within the same management regime (upper case letters) ( $p < 0.05$ , Tukey HSD test). HOB: holm-oak biochar; SNT: sprinkler irrigation under no-tillage management; ST: sprinkler irrigation under conventional tillage; FT: permanent flooding irrigation under conventional tillage; SNT-HOB, ST-HOB, and FT-HOB: the same management regimes, with HOB application.

alternate wetting and drying irrigation system on Pb bioaccumulation in rice, reported an increase in Pb bioaccumulation in a water saving irrigation system, which they have tried to avoid by applying phosphate to soil.

In all management systems, biochar application allowed a significant decrease in Pb concentration in rice grain, relatively to the non-amended plots (between 4- to 13-times, under fresh effects, and between 1.5- to 3.7-times, under field-aging conditions), offering a good solution to produce rice in Pb contaminated soils, as Norton et al. (2014) have identified in their study. Similar results were reported by other authors, who have also emphasised the importance of biochar application to immobilize Pb in soil (Zheng et al., 2012; Amin et al., 2023), in their case in a multi-element contaminated soil. Cao et al. (2011), explained Pb immobilization in soil by its reaction with phosphorus, contained in biochar, leading to the formation of insoluble hydroxypyromorphite  $Pb_5(PO_4)_3(OH)$ , which they have identified by X-ray diffraction.

Nevertheless, in traditional seeding plots with biochar application (ST-HOB and FT-HOB), in the second year of the study, Pb concentration in the grain raised, when compared with that obtained in the previous year, an effect which needs to be evaluated in the future, because it can mean that, to obtain the desired effect, biochar application needs to be repeated from time to time. That same effect was obvious from Fig. 1-C, with an increase in the bioaccumulation factors for Pb, from the 2018 to 2019, in the treatment where biochar was applied (ST-HOB and FT-HOB).

#### 4. Discussion

To have a better idea on how the physicochemical soil properties that were evaluated (soil pH, EC, TC, WSOC, and  $SUVA_{254}$ ; Table S2), influenced As, Cd, and Pb behaviour in soil, and their bioaccumulation in the rice grains (Tables 2 and 3), Pearson's correlation coefficients were calculated between these properties, considering two levels of significance,  $p < 0.05$  and  $p < 0.01$  ( $n = 36$ ; Table 4). Arsenic, Cd, and Pb total concentrations in soil, as well as extractable As and Cd were not used, because their values were not affected by the treatments, or were below the analytical quantification limits (Table 2). In fact, when considering the values obtained for the chemical extraction of As and Cd (Table 2), that were interpreted as plant-available, it is fair to say, when comparing with the concentrations obtained for As and Cd in the rice grain (Table 3), that the effects of the treatments on the bioavailability of these elements, were not well-predicted. The opposite was true for Pb, for which the extraction procedure was able to predict the trend on its bioavailability. In fact, the influence of the management regime on DTPA-extractable Pb in the soil was marked ( $p < 0.001$ ; Table 2), with a decrease on extractable Pb in all the treatments, because of HOB application, indicating a beneficial effect on the immobilization of Pb. That effect was corroborated by the Pearson's correlation coefficient between  $Pb_{ext}$  and other soil physico-chemical parameters that were influenced by biochar application (soil pH, TC, and  $SUVA_{254}$ ), all with negative correlations, at  $p < 0.01$  (Table 4). That only happened for Pb, indicating that its availability was correctly predicted by the extraction procedure with DTPA, but the opposite was true for As and Cd, whose extracted concentrations were not influenced by the management regimes (Table 2), or whose concentrations were far too low to evidence a specific trend.

The application of HOB led to a significant increase in the TC content, without a significant increase in the WSOC (Table S2). This fact may have contributed to an increase in the capacity of the biochar-amended soil to immobilize toxic trace elements, by sorption, without the risk of their transference to the soil solution, by complexation with soluble organic compounds, avoiding their bioaccumulation in rice. This is a risk with specific types of biochar, as Yin et al. (2017) have reported in their study, where they have applied rice-straw biochar and, while Cd diminish its concentration in soil pore-water, As solubility was enhanced.

On the other hand, the alkaline nature of HOB ( $pH = 9.08$ ; Table S1), allowed a correction of soil acidity (Table S2), which can also be an important factor to immobilize metals by precipitation (i.e., Cd and Pb; Cao et al., 2011; Zheng et al., 2012; Li et al., 2023), especially in the flooding irrigation treatments (FT), whose pH is acid ( $pH 5.53$  and  $5.65$  for FT, in 2018 and 2019, respectively), increasing approximately one



**Table 4**  
Pearson's correlation coefficients between trace element concentrations that were affected by the treatments and their correlation with soil physico-chemical properties (n = 36).

	pH	EC	TC	WSOC	SUVA <sub>254</sub>	As <sub>soil</sub>	Cd <sub>soil</sub>	Pb <sub>soil</sub>	As <sub>ext</sub>	Cd <sub>ext</sub>	Pb <sub>ext</sub>	As <sub>grain</sub>	iAs <sub>grain</sub>	Cd <sub>grain</sub>	Pb <sub>grain</sub>	As <sub>grain</sub> /As <sub>soil</sub>	Cd <sub>grain</sub> /Cd <sub>soil</sub>
Pb <sub>ext</sub>	-0.762**	0.076	-0.648**	-0.290	-0.355*	0.351*	0.339*	0.256	-0.167	-0.618**	---	---	---	---	---	---	---
As <sub>grain</sub>	-0.783**	-0.070	-0.398*	-0.440**	-0.546**	0.234	0.043	0.197	-0.178	-0.578**	0.561**	---	---	---	---	---	---
As <sub>inorg</sub>	-0.783**	-0.061	-0.400*	-0.431**	-0.577**	0.271	0.056	0.234	-0.152	-0.597**	0.583**	0.981**	---	---	---	---	---
Cd <sub>grain</sub>	0.086	-0.360*	-0.508**	0.221	-0.069	0.147	0.461**	0.038	0.171	0.002	0.174	-0.363*	---	---	---	---	---
Pb <sub>grain</sub>	-0.770**	0.162	-0.829**	-0.216	-0.425**	0.281	0.267	0.298	-0.085	-0.505**	0.777**	0.666**	0.134	---	---	---	---
As <sub>grain</sub> /As <sub>soil</sub>	-0.770**	-0.069	-0.390*	-0.431**	-0.534**	0.197	0.027	0.169	-0.187	-0.558**	0.541**	0.996**	0.963**	-0.362*	0.656**	---	---
Cd <sub>grain</sub> /Cd <sub>soil</sub>	0.156	-0.363*	-0.480**	0.252	-0.061	0.102	0.250	-0.091	0.220	0.060	0.115	-0.379*	-0.380**	0.963**	0.088	-0.377*	---
Pb <sub>grain</sub> /Pb <sub>soil</sub>	-0.707**	0.130	-0.838**	-0.152	-0.440**	0.190	0.176	0.087	-0.029	-0.450**	0.745**	0.628**	0.617**	0.179	0.971**	0.625**	0.168

pH, EC, and TC: soil pH, electrical conductivity, and total carbon; WSOC: Water-Soluble Organic Carbon; SUVA<sub>254</sub>: Specific UV-absorbance at 254 nm; As<sub>soil</sub>, Cd<sub>soil</sub>, and Pb<sub>soil</sub>: total concentration of As, Cd, and Pb in soil; As<sub>ext</sub>, Cd<sub>ext</sub>, and Pb<sub>ext</sub>: extractable concentration of As, Cd, and Pb in soil; As<sub>grain</sub>, Cd<sub>grain</sub>, and Pb<sub>grain</sub>: total concentration of As, Cd, and Pb in the grain; iAs<sub>grain</sub>: concentration of inorganic As in the grain; As<sub>grain</sub>/As<sub>soil</sub>, Cd<sub>grain</sub>/Cd<sub>soil</sub>, and Pb<sub>grain</sub>/Pb<sub>soil</sub>: concentration ratios of the element total concentration in the grain to its concentration in the soil; Marked correlations are significant at (\*) p < 0.05 and (\*\*\*) p < 0.01.

unit of pH by the application of biochar (to pH 6.40 and 6.50 for FT-HOB, in 2018 and 2019, respectively; Table S2).

In fact, the immobilization mechanisms are diverse, including ion exchange, sorption, complexation, and precipitation (Paz-Ferreiro 2014; Yang et al., 2021), and the contribution of each of these mechanisms to the immobilization of a specific element is difficult to ascertain, because they are dependent on a wide range of factors, like the properties of each trace element, soil properties, biochar characteristics (feedstock material and pyrolysis conditions), as well as the application doses (Diao et al., 2022). For instance, Li et al. (2023) have reported that the same type of biochar and doses reduced the bioaccumulation of Cd and Pb in rice shoots grown in acid soils but had a contrary effect on an alkaline soil.

Considering Cd, its concentration in rice grains obtained in the aerobic systems were significantly affected by the treatment, decreasing with the HOB application, and by the year, with an overall decrease from 2018 to 2019, and by the interaction of both properties. Although some authors (Bian et al., 2013; Meng et al., 2023), considered that Cd immobilization in biochar-amended soils is mostly a liming effect, their results were not corroborated in this study, since there were no negative correlation coefficients between Cd parameters in the grain and soil pH (they are positive, and without significance; Table 4). On the other hand, considering the highly significant negative Pearson's correlation coefficients between TC in soil and Cd parameters in the grain, it is possible that the sorption capacity of HOB had a crucial role in the immobilization of Cd in this field study. This is a very important result, providing a strategy to counteract Cd increased mobility when adopting improved irrigation practices (e.g., sprinkler irrigation systems).

The application of HOB to each soil management system did not promote an increase in the WSOC in soil (Table S2), relatively to the non-treated counterpart, in most of the treatments (the exception was SNT, in 2019). Because of that, there was a risk of an increase on As mobility, as a consequence of an increase in the biochar-derived dissolved organic compounds, already pointed out by other authors (Kim et al., 2018). That did not happen even in the anaerobic environment (FT), in contradiction with the results reported by Wang et al. (2017), who observed an increase in As release from an anaerobic paddy soil, contaminated with As, as a consequence of biochar application (biochar application enhanced microbial reduction of As(V) to As(III), increasing its mobility). The conditions of the reported studies were different, not only because of the biochar was different, but also because the soil was contaminated with As, and the conditions used were mostly lab-scale incubation experiments (Kim et al., 2018; Wang et al., 2017). In the case of this study, it is fair to say that in a field scale scenario, in a two-years experiment in a non-contaminated soil, the bioavailability of As was reduced, as a consequence of HOB application to soil, decreasing its bioaccumulation in the rice grain in all the management systems (Table 3). These considerations are also supported by the highly significant negative Pearson's correlation coefficients (p < 0.01) between grain-As parameters (total As, As<sub>inorg</sub>, and As<sub>grain</sub>/As<sub>soil</sub>, and WSOC and SUVA<sub>254</sub> in the soil (Table 4). In this study, the HOB-derived WSOC, and the aromaticity of their soluble organic compounds, contributed positively to a decrease in the risk of As bioaccumulation in the rice grain.

The immobilization of Pb in soil, and the decrease of its bioaccumulation in rice grain, may have had a liming-derived effect, which is obvious from the highly significant negative Pearson's correlation coefficients between Pb<sub>ext</sub>, Pb<sub>grain</sub>, and Pb<sub>grain</sub>/Pb<sub>soil</sub> and soil pH (p < 0.01; Table 4), but may have also had a contribution for its immobilization of the type of WSOC compounds which were brought to soil by the HOB, which can be inferred from the significant negative Pearson's correlation coefficients between SUVA<sub>254</sub>, and Pb<sub>ext</sub>, Pb<sub>grain</sub>, and Pb<sub>grain</sub>/Pb<sub>soil</sub>.

Sun et al. (2021) have highlighted that biochar-derived dissolved organic matter, despite being a small proportion of the whole mass of biochar applied (biochar is mostly a refractory soil amendment), plays an important role in the immobilization of inorganic, as well as of organic, contaminants in soil. An increase in SUVA<sub>254</sub> index values indicates and increase in the aromaticity of the dissolved organic compounds, with molecules of larger

molecular weight, richer in humic-acid like substances (Sun et al., 2021), and that happened in all the management systems where HOB was applied (Table S2), which may have contributed to the decrease in the bioavailability of both As and Pb, as indicated by the lowering in these elements concentrations in rice grains.

The immobilization of As, Cd, and/or Pb in biochar-treated soils may occur by different biochar-induced processes (Paz-Ferreiro et al., 2014; Yang et al., 2021; Diao et al., 2022), which may have contradictory results regarding specific elements. Because of that, mostly to optimize simultaneous As, Cd, and Pb immobilization in different irrigation systems, several studies have evaluated the use of modified biochar (e.g., iron-enriched biochar, magnetic biochar, biochar-based composites preparation; Yu et al., 2017; Yin et al., 2016, 2017; Khum-in et al., 2020; Tang et al., 2020; Wan et al., 2020; Islam et al., 2021; Diao et al., 2022). Despite the successful use of these materials, it is important when a raw biochar can tackle with the immobilization of all elements, which was the case of this study, to increase the sustainability of its production and the possibility of using only wastes as feedstocks.

## 5. Conclusions

Biochar produced from holm-oak pruning residues reduced As bioaccumulation in rice grain in the permanent flooding system. When adopting sprinkler irrigation as a water-saving system, the undesirable increase in Cd bioaccumulation in rice was counteracted by biochar application. The bioaccumulation of Pb in rice was also prevented by biochar application, reducing its concentration in all the management systems, relatively to the non-amended plots.

HOB application can be a good option to avoid, simultaneously, metals and metalloids bioaccumulation in rice grains, increasing its safe consumption and commercial value. At least in the lifespan of this experiment (two-years), the immobilization of As, Cd, and Pb in soil was successfully achieved, avoiding their bioaccumulation in rice grain, but the need to re-apply biochar in extended periods of time still needs to be further explored.

## CRedit authorship contribution statement

**Carmen Martín-Franco:** Formal analysis, Investigation, Methodology, Writing – original draft. **Jaime Terrón Sánchez:** Formal analysis, Investigation, Methodology, Writing – original draft. **Paula Alvarenga:** Conceptualization, Data curation, Formal analysis, Writing – original draft, Writing – review & editing. **David Peña:** Conceptualization, Data curation, Formal analysis, Methodology, Validation, Writing – review & editing. **Damián Fernández-Rodríguez:** Investigation, Methodology, Validation, Writing – review & editing. **Luis Andrés Vicente:** Formal analysis, Investigation. **Ángel Albarrán:** Investigation, Methodology, Validation, Writing – review & editing. **Antonio López-Piñero:** Conceptualization, Investigation, Methodology, Validation, Supervision, Project administration, Resources, Writing – review & editing.

## Data availability

Data will be made available on request.

## Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

## Acknowledgements

This research was funded by Grant GR21038 and IB16075, funded by the Extremadura Regional Government, Grant RTI2018-095461-B-I00, PID2021-123062OB-I00 funded by MCIN/AEI/10.13039/501100011033, and by “ERDF A way of making Europe” and TED2021-129790B-I00 funded

by MCIN/AEI/10.13039/501100011033 and by European Union NextGenerationEU/PRTR. Carmen Martín-Franco and Jaime Terrón Sánchez are recipients of a grant from the Extremadura Regional Government's Consejería de Economía, Comercio e Innovación, co-financing ESF A way of making Europe (PD18026; PD18025). Paula Alvarenga acknowledges the support of FCT – Fundação para a Ciência e a Tecnologia, I.P., under the project UIDB/04129/2020 of LEAF-Linking Landscape, Environment, Agriculture and Food, Research Unit.

## Appendix A. Supplementary data

Supplementary data to this article can be found online at <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164012>.

## References

- Abd El-Mageed, T.A., Abd El-Mageed, S.A., El-Saadony, M.T., Abdelaziz, S., Abdou, N.M., 2022. Plant growth-promoting rhizobacteria improve growth, morpho-physiological responses, water productivity, and yield of rice plants under full and deficit drip irrigation. *Rice* 15, 16. <https://doi.org/10.1186/s12284-022-00564-6>.
- Acharjee, P.U., Bhattacharyya, K., Poddar, R., Pari, A., Ray, K., Patra, S.K., Halder, S., 2021. Water management and varietal selection approach in mitigation of arsenic in Inceptisols of West Bengal, India. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 52, 1008–1022. <https://doi.org/10.1080/00103624.2021.1872600>.
- Alvarenga, P., Fernández-Rodríguez, D., Abades, D.P., Rato-Nunes, J.M., Albarrán, Á., López-Piñero, A., 2022. Combined use of olive mill waste compost and sprinkler irrigation to decrease the risk of As and Cd accumulation in rice grain. *Sci. Total Environ.* 835, 155488. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155488>.
- Amin, M.A., Haider, G., Rizwan, M., Schofield, H.K., Qayyum, M.F., Zia-ur-Rehman, M., Ali, S., 2023. Different feedstocks of biochar affected the bioavailability and uptake of heavy metals by wheat (*Triticum aestivum* L.) plants grown in metal contaminated soil. *Environ. Res.* 217, 114845. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114845>.
- Ariani, M., Hanudin, E., Haryono, E., 2022. The effect of contrasting soil textures on the efficiency of alternate wetting-drying to reduce water use and global warming potential. *Agric. Water Manag.* 274, 107970. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2022.107970>.
- ATSDR, 2019. Substance Priority List. United States Department of Health & Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. <https://www.atsdr.cdc.gov/spl/index.html#2019spl>.
- Awad, Y.M., Wang, J., Igalavithana, A.D., Tsang, D.C.W., Kim, K.H., Lee, S.S., Ok, Y.S., 2018. Chapter one – biochar effects on rice paddy: meta-analysis. *Adv. Agron.* 148, 1–32. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2017.11.005>.
- Beesley, L., Moreno-Jiménez, E., Gomez-Eyles, J.L., Harris, E., Robinson, B., Sizmur, T., 2011. A review of biochars' potential role in the remediation, revegetation and restoration of contaminated soils. *Environ. Pollut.* 159, 3269–3282. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.07.023>.
- Bian, R., Chen, D., Liu, X., Cui, L., Li, L., Pan, G., Xie, D., Zheng, J., Zhang, X., Zheng, J., Chang, A., 2013. Biochar soil amendment as a solution to prevent Cd-tainted rice from China: results from a cross-site field experiment. *Ecol. Eng.* 58, 378–383. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.07.031>.
- Cao, X., Ma, L., Liang, Y., Gao, B., Harris, W., 2011. Simultaneous immobilization of lead and atrazine in contaminated soils using dairy-manure biochar. *Environ. Sci. Technol.* 45, 4884–4889. <https://doi.org/10.1021/es103752u>.
- Carrizo, D.R., Lundy, M.E., Linquist, B.A., 2017. Rice yields and water use under alternate wetting and drying irrigation: a meta-analysis. *Field Crop Res.* 203, 173–180. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2016.12.002>.
- Carrizo, D.R., LaHue, G.T., Parikh, S.J., Chaney, R.L., Linquist, B.A., 2022. Mitigating the accumulation of arsenic and cadmium in rice grain: a quantitative review of the role of water management. *Sci. Total Environ.* 839, 156245. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156245>.
- CCME, 2006. Canadian Environmental Quality Guidelines: Chapter 7. Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health. Canadian Council of Ministers of the Environment. [http://www.ccme.ca/publications/ceqg\\_rqce.html?category\\_id=124](http://www.ccme.ca/publications/ceqg_rqce.html?category_id=124) (Accessed 9 January 2023).
- Diao, Y., Zhou, L., Ji, M., Wang, X., Dan, Y., Sang, W., 2022. Immobilization of Cd and Pb in soil facilitated by magnetic biochar: metal speciation and microbial community evolution. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 29 (47), 71871–71881. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-20750-9>.
- EBC, 2022. European Biochar Certificate – Guidelines for a Sustainable Production of Biochar. Carbon Standards International (CSI), Frick, Switzerland. <http://european-biochar.org> (Version 10.2 from 8th Dec 2022).
- European Commission, 2006. Commission Regulation (EC) 1881/2006, of 19 December 2006, setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. *Off. J. Eur. Union* (20.12.2006, L 364/5-364/24).
- European Commission, 2015. Amending regulation (EC) 1881/2006, as regards maximum levels of inorganic arsenic in foodstuffs. *Off. J. Eur. Union* (26.6.2015, L 161/14 - L 161/16).
- FAO, 2006. Guidelines for Soil Description. Fourth ed. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Honma, T., Hob, H., Kaneko-Kadokura, A., Makino, T., Nakamura, K., Katou, H., 2016. Optimal soil Eh, pH, and water management for simultaneously minimizing arsenic and cadmium concentrations in rice grains. *Environ. Sci. Technol.* 50, 4178–4185. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05424>.

- Islam, S.F.U., de Neergaard, A., Sander, B.O., Jensen, L.S., Wassmann, R., van Groenigen, J.W., 2020. Reducing greenhouse gas emissions and grain arsenic and lead levels without compromising yield in organically produced rice. *Agric. Ecosyst. Environ.* 295, 106922. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106922>.
- Islam, M.S., Magid, A.S.I.A., Chen, Y., Weng, L., Ma, J., Arafat, M.Y., Khan, Z.H., Li, Y., 2021. Effect of calcium and iron-enriched biochar on arsenic and cadmium accumulation from soil to rice paddy tissues. *Sci. Total Environ.* 785, 147163. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147163>.
- Khanam, R., Kumar, A., Nayak, A.K., Shahid, M., Tripathi, R., Vijayakumar, S., Bhaduri, D., Kumar, U., Mohanty, S., Panneerselvam, P., Chatterjee, D., Satapathy, B.S., Pathak, H., 2020. Metal (loid)s (As, Hg, Se, Pb and Cd) in paddy soil: bioavailability and potential risk to human health. *Sci. Total Environ.* 699, 134330. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134330>.
- Khum-in, V., Suk-in, J., In-ai, P., Piaoan, K., Phaimisap, Y., Supanpaiboon, W., Phenrat, T., 2020. Combining biochar and zerovalent iron (BZVI) as a paddy field soil amendment for heavy cadmium (Cd) contamination decreases Cd but increases zinc and iron concentrations in rice grains: a field-scale evaluation. *Process. Saf. Environ. Prot.* 141, 222–233. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0957582020300240>.
- Kim, H.B., Kim, S.H., Jeon, E.K., Kim, D.H., Tsang, D.C.W., Alessi, D.S., Kwon, E.E., Baek, K., 2018. Effect of dissolved organic carbon from sludge, Rice straw and spent coffee ground biochar on the mobility of arsenic in soil. *Sci. Total Environ.* 636, 1241–1248. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.406>.
- Kumar, A., Bhattacharya, T., Mukherjee, S., Sarkar, B., 2022. A perspective on biochar for repairing damages in the soil–plant system caused by climate change-driven extreme weather events. *Biochar* 4, 22. <https://doi.org/10.1007/s42773-022-00148-z>.
- Li, H., Li, Z., Huang, L., Mao, X., Dong, Y., Fu, S., Su, R., Chang, Y., Zhan, C., 2023. Environmental factors influence the effects of biochar on the bioavailability of Cd and Pb in soil under flooding condition. *Water Air Soil Pollut.* 234, 100. <https://doi.org/10.1007/s11270-023-06130-0>.
- Lindsay, W.L., Norvell, W.A., 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 42, 421–428. <https://doi.org/10.2136/sssaj1978.03615995004200030009x>.
- Liu, Y., Li, H., Hu, T., Mahmoud, A., Li, J., Zhu, R., Jiao, X., Jing, P., 2022. A quantitative review of the effects of biochar application on rice yield and nitrogen use efficiency in paddy fields: a meta-analysis. *Sci. Total Environ.* 830, 154792. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154792>.
- López-Cano, I., Cayuela, M.L., Mondini, C., Takaya, C.A., Ross, A.B., Sánchez-Monedero, M.A., 2018. Suitability of different agricultural and urban organic wastes as feedstocks for the production of biochar - part 1: physicochemical characterisation. *Sustainability* 10 (7), 2265. <https://doi.org/10.3390/su10072265>.
- López-Piñeiro, A., Sánchez-Terrón, J., Martín-Franco, C., Peña, D., Vicente, L.A., Gómez, S., Fernández-Rodríguez, D., Albarrán, Á., 2022. Impacts of fresh and aged holm-oak biochar on clomazone behaviour in rice cropping soils after transition to sprinkler irrigation. *Geoderma* 413, 115768. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.115768>.
- Majumdar, A., Upadhyay, M.K., Giri, B., Karwadiya, J., Bose, S., Jaiswal, M.K., 2023. Iron oxide doped rice biochar reduces soil-plant arsenic stress, improves nutrient values: an amendment towards sustainable development goals. *Chemosphere* 312, 137117. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137117>.
- Mandal, K.G., Thakur, A.K., Ambast, S.K., 2019. Current rice farming, water resources and micro-irrigation. *Curr. Sci.* 116 (4), 568–576. <https://doi.org/10.18520/cs/v116/i4/568-576>.
- Meharg, A.A., Hartley-Whitaker, J., 2002. Arsenic uptake and metabolism in arsenic resistant and nonresistant plant species. *New Phytol.* 154, 29–43. <https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.2002.00363.x>.
- Meng, Z., Huang, S., Mu, W., Wu, J., Lin, Z., 2023. Quantitative transport and immobilization of cadmium in saturated-unsaturated soils with the combined application of biochar and organic fertilizer. *Environ. Sci. Pollut. Res.* <https://doi.org/10.1007/s11356-023-25342-9> (In press).
- Moreno-Jiménez, E., Meharg, A.A., Smolders, E., Manzano, R., Becerra, D., Sánchez-Llerena, J., Albarrán, T., López-Piñeiro, A., 2014. Sprinkler irrigation of rice fields reduces grain arsenic but enhances cadmium. *Sci. Total Environ.* 485–486, 468–473. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.03.106>.
- Norton, G.J., Travis, A.J., Danku, J.M.C., Salt, D.E., Hossain, M., Islam, M.R., Price, A., 2017. Biomass and elemental concentrations of 22 rice cultivars grown under alternate wetting and drying conditions at three field sites in Bangladesh. *Food Energy Secur.* 6, 98–112. <https://doi.org/10.1002/fes3.110>.
- Oberoi, S., Devleeschauwer, B., Gibb, H.J., Barchowsky, A., 2019. Global burden of cancer and coronary heart disease resulting from dietary exposure to arsenic, 2015. *Environ. Res.* 171, 185–192. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.01.025>.
- Pardo, T., Bernal, M.P., Clemente, R., 2014. Efficiency of soil organic and inorganic amendments on the remediation of a contaminated mine soil: I. effects on trace elements and nutrients solubility and leaching risk. *Chemosphere* 107, 121–128. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.03.023>.
- Paz-Ferreiro, J., Lu, H., Fu, S., Méndez, A., Gascó, G., 2014. Use of phytoremediation and biochar to remediate heavy metal polluted soils: a review. *Solid Earth* 5, 65–75. <https://doi.org/10.5194/se-5-65-2014>.
- Peera Sheikh Kulsum, P.G., Khanam, R., Das, S., Nayak, A.K., Tack, F.M.G., Meers, E., Vithanage, M., Shahid, M., Kumar, A., Chakraborty, S., Bhattacharya, T., Biswas, J.K., 2023. A state-of-the-art review on cadmium uptake, toxicity, and tolerance in rice: from physiological response to remediation process. *Environ. Res.* 220, 115098. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.115098>.
- Peña, D., Fernández, D., Albarrán, Á., Gómez, S., Martín, C., Sánchez-Terrón, J., Vicente, L., López-Piñeiro, A., 2022. Using olive mill waste compost with sprinkler irrigation as a strategy to achieve sustainable rice cropping under Mediterranean conditions. *Agron. Sustain. Dev.* 42, 36. <https://doi.org/10.1007/s13593-022-00769-5>.
- Poddar, R., Acharjee, P.U., Bhattacharyya, K., Patra, S.K., 2022. Effect of irrigation regime and varietal selection on the yield, water productivity, energy indices and economics of rice production in the lower Gangetic Plains of Eastern India. *Agric. Water Manag.* 262, 107327. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2021.107327>.
- Rao, A.N., Wani, S.P., Ramesha, M.S., Ladha, J.K., 2017. Rice production systems. In: Chauhan, B.S., Jabran, K., Mahajan, G. (Eds.), *Rice Production Worldwide*. Springer Cham, pp. 185–205 [https://doi.org/10.1007/978-3-319-47516-5\\_8](https://doi.org/10.1007/978-3-319-47516-5_8).
- Royal Decree 1051/2022, of December 27, which establishes standards for sustainable nutrition in agricultural soils. Ministerio de la Presidencia, Relaciones con las Cortes y Memoria Democrática. Boletín Oficial del Estado. Núm. 312. Sec. I. Pág. 188873 (In Spanish).
- da Silva, J.T., Paniz, F.P., Sanchez, F.E.S., Pedron, T., Torres, D.P., da Rocha Concenço, F.I.G., Parfitt, J.M.B., Batista, B.L., 2020. Selected soil water tensions at phenological phases and mineral content of trace elements in rice grains – mitigating arsenic by water management. *Agric. Water Manag.* 228, 105884. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.105884>.
- Spanu, A., Valente, M., Langasco, I., Barracu, F., Orlandoni, A.M., Sanna, G., 2018. Sprinkler irrigation is effective in reducing cadmium concentration in rice (*Oryza sativa* L.) grain: a new twist on an old tale? *Sci. Total Environ.* 628–629, 1567–1581. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.157>.
- Spanu, A., Valente, M., Langasco, I., Leardi, R., Orlandoni, A.M., Ciulu, M., Deroma, M.A., Spano, N., Barracu, F., Pilo, M.L., Sanna, G., 2020. Effect of the irrigation method and genotype on the bioaccumulation of toxic and trace elements in rice. *Sci. Total Environ.* 748, 142484. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142484>.
- Spanu, A., Langasco, I., Barracu, F., Deroma, M.A., López-Sánchez, J.F., Mara, A., Meloni, P., Pilo, M.L., Spano, N., Sanna, G., 2022. Influence of irrigation methods on arsenic speciation in rice grain. *J. Environ. Manag.* 321, 115984. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115984>.
- Sun, Y., Xiong, X., He, M., Xu, Z., Hou, D., Zhang, W., Ok, Y.S., Rinklebe, J., Wang, L., Tsang, D.C.W., 2021. Roles of biochar-derived dissolved organic matter in soil amendment and environmental remediation: a critical review. *Chem. Eng. J.* 424, 130387. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.130387>.
- Takaya, C.A., Fletcher, L.A., Singh, S., Anyikude, K.U., Ross, A.B., 2016. Phosphate and ammonium sorption capacity of biochar and hydrochar from different wastes. *Chemosphere* 145, 518–527. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.11.052>.
- Tang, X., Shen, H., Chen, M., Yang, X., Yang, D., Wang, F., Chen, Z., Liu, X., Wang, H., Xu, J., 2020. Achieving the safe use of Cd- and As-contaminated agricultural land with an Fe-based biochar: a field study. *Sci. Total Environ.* 706, 135898. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135898>.
- Teutschnerova, N., Lojka, B., Houška, J., Masaguer, A., Benito, M., Vazquez, E., 2018. Application of holm oak biochar alters dynamics of enzymatic and microbial activity in two contrasting Mediterranean soils. *Eur. J. Soil Biol.* 88, 15–26. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2018.06.002>.
- Tóth, G., Herrmann, T., Da Silva, M.R., Montanarella, L., 2016. Heavy metals in agricultural soils of the European Union with implications for food safety. *Environ. Int.* 88, 299–309. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412015301203?via%3DIihub>.
- Wan, X., Li, C., Parikh, S.J., 2020. Simultaneous removal of arsenic, cadmium, and lead from soil by iron-modified magnetic biochar. *Environ. Pollut.* 261, 114157. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114157>.
- Wang, N., Xue, X.M., Juhasz, A.L., Chang, Z.Z., Li, H.B., 2017. Biochar increases arsenic release from an anaerobic paddy soil due to enhanced microbial reduction of iron and arsenic. *Environ. Pollut.* 220, 514–522. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.095>.
- Wen, E., Yang, X., Chen, H., Shaheen, S.M., Sarkar, B., Xu, S., Song, H., Liang, Y., Rinklebe, J., Hou, D., Li, Y., Wu, F., Pohořelý, M., Wong, J.W.C., Wang, H., 2021. Iron-modified biochar and water management regime-induced changes in plant growth, enzyme activities, and phytoavailability of arsenic, cadmium and lead in a paddy soil. *J. Hazard. Mater.* 407, 124344. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124344>.
- WHO, 2022. *Guidelines for Drinking-water quality. Fourth edition Incorporating the First and Second Addenda*, 416 pp.
- Wu, C., Wang, Q., Xue, S., Pan, W., Lou, L., Li, D., Hartley, W., 2018. Do aeration conditions affect arsenic and phosphate accumulation and phosphate transporter expression in rice (*Oryza sativa* L.)? *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25 (1), 43–51. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7976-3>.
- Wu, Q., Mou, X., Wu, H., Tong, J., Sun, J., Gao, Y., Shi, J., 2021. Water management of alternate wetting and drying combined with phosphate application reduced lead and arsenic accumulation in rice. *Chemosphere* 283, 131043. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131043>.
- Xu, Y., Gu, D., Li, K., Zhang, W., Zhang, H., Wang, Z., Yang, J., 2019. Response of grain quality to alternate wetting and moderate soil drying irrigation in rice. *Crop Sci.* 59, 1261–1272. <https://doi.org/10.2135/cropsci2018.11.0700>.
- Yang, X., Pan, H., Shaheen, S.M., Wang, H., Rinklebe, J., 2021. Immobilization of cadmium and lead using phosphorus-rich animal-derived and iron-modified plant-derived biochars under dynamic redox conditions in a paddy soil. *Environ. Int.* 156, 106628. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106628>.
- Yang, X., Wen, E., Ge, C., El-Naggar, A., Yu, H., Wang, S., Kwon, E.E., Song, H., Shaheen, S.M., Wang, H., Rinklebe, J., 2023. Iron-modified phosphorus- and silicon-based biochars exhibited various influences on arsenic, cadmium, and lead accumulation in rice and enzyme activities in a paddy soil. *J. Hazard. Mater.* 443, 130203. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.130203>.
- Yin, D., Wang, X., Chen, C., Peng, B., Tan, C., Li, H., 2016. Varying effect of biochar on Cd, Pb and As mobility in a multi-metal contaminated paddy soil. *Chemosphere* 152, 196–206. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.01.044>.
- Yin, D., Wang, X., Peng, B., Tan, C., Ma, L.Q., 2017. Effect of biochar and Fe-biochar on Cd and As mobility and transfer in soil-rice system. *Chemosphere* 186, 928–937. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.07.126>.
- Yu, Z., Qiu, W., Wang, F., Lei, M., Wang, D., Song, Z., 2017. Effects of manganese oxide-modified biochar composites on arsenic speciation and accumulation in an indica rice (*Oryza sativa* L.) cultivar. *Chemosphere* 168, 341–349. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.10.069>.
- Zheng, R.L., Cai, C., Liang, J.H., Huang, Q., Chen, Z., Huang, Y.Z., Arp, H.P.H., Sun, G.X., 2012. The effects of biochars from rice residue on the formation of iron plaque and the accumulation of Cd, Zn, Pb, As in rice (*Oryza sativa* L.) seedlings. *Chemosphere* 89, 856–862. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.05.008>.

**Effects of fresh and field-aged holm-oak biochar on As, Cd and Pb  
bioaccumulation in different rice growing environments**

Carmen Martín-Franco<sup>1</sup>, Jaime Terrón Sánchez<sup>2</sup>, Paula Alvarenga<sup>3\*</sup>, David Peña<sup>4</sup>,  
Damián Fernández-Rodríguez<sup>2</sup>, Luis Andrés Vicente<sup>1</sup>, Ángel Albarrán<sup>2</sup>, Antonio  
López-Piñeiro<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Área de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Ciencias – IACYS, Universidad  
de Extremadura, Badajoz, Spain

<sup>2</sup>Área de Producción Vegetal, Escuela de Ingenierías Agrarias – IACYS, Universidad de  
Extremadura, Badajoz, Spain

<sup>3</sup>LEAF - Linking Landscape, Environment, Agriculture and Food Research Center,  
Associated Laboratory TERRA, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de  
Lisboa, Lisboa, Portugal

<sup>4</sup>Área de Edafología y Química Agrícola, Escuela de Ingenierías Agrarias– IACYS,  
Universidad de Extremadura, Ctra de Cáceres, 06071 - Badajoz, Spain.

---

**Supplementary Material**

**Table S1.** Physico-chemical properties of the fresh (F) and aged (A) HOB under different management systems (mean values, n=3).

	F	A-SNT-HOB	A-ST-HOB	A-FT-HOB
TC (%)	77.1c	74.1a	74.0a	75.2b
TH (%)	3.61c	3.22b	3.22b	3.18a
TN (%)	0.470a	0.690c	0.690c	0.520b
TO* (%)	18.8a	22.0c	22.1c	21.1b
Ash (%)	9.94a	10.9a	13.8b	15.7c
H/C (molar ratio)	0.562c	0.521b	0.522b	0.507a
O/C (molar ratio)	0.183a	0.223c	0.224c	0.210b
pH	9.08d	6.78c	6.21a	6.38b
EC (dS m <sup>-1</sup> )	3.54d	0.603c	0.373a	0.457b
WSOC (mg kg <sup>-1</sup> )	368c	273b	261ab	258a
SSA (m <sup>2</sup> g <sup>-1</sup> )	17.4a	20.0b	52.7c	67.1d
Total pore volumen (mm <sup>3</sup> g <sup>-1</sup> )	716b	676a	682a	718b

Total Carbon (TC), Total hydrogen (TH), Total nitrogen (TN), Total Oxygen (TO), Electrical Conductivity (EC), Water-Soluble Organic Carbon (WSOC), and Specific Surface Area (SSA). \*TO calculated assuming < 1% of S without ash content. Values with the same letter within a row are not significantly different at  $p < 0.05$  (Tukey HSD test).

**Table S2.** Effect of different treatments on selected soil properties (mean values, n=3).

	TC (g kg <sup>-1</sup> )	WSOC (mg kg <sup>-1</sup> )	EC (dS m <sup>-1</sup> )	pH	SUVA <sub>254</sub>
<b>2018</b>					
SNT	9.30aA	101bcA	1.45aA	6.73dB	1.47aA
SNT- HOB	15.8cA	107cA	1.99cA	7.10eB	1.90abcA
ST	10.0bA	94.6bcA	1.87bcA	6.27bA	1.75abA
ST- HOB	17.5dA	81.7abA	1.72bA	7.09eA	2.39bcA
FT	10.2bA	63.3aA	1.93bcA	5.53aA	1.86abcA
FT- HOB	22.2eA	69.5aA	2.70dA	6.40cA	2.29cA
<b>2019</b>					
SNT	9.70aA	105bA	5.98dB	6.46cA	2.21bA
SNT- HOB	17.0dA	126cA	3.44cB	7.03dA	2.26bA
ST	10.7cA	83.5aA	2.12aB	6.29bA	2.37bA
ST- HOB	17.9eA	83.0aA	1.88aB	7.15dB	2.23bA
FT	10.1bA	74.0aB	2.74bB	5.65aB	1.35aA
FT- HOB	20.4fA	73.5aA	2.77bA	6.50cB	1.76abA
Y	*	*	***	*	NS
M	***	***	***	***	**
Y x M	***	NS	***	***	***

Total Carbon (TC), Water-soluble organic carbon (WSOC), Electrical conductivity (EC), pH, and Specific UV absorbance (UVA<sub>254</sub>). ANOVA factors: Y, year; M, management regime; Y × M, interaction year × management regime; significant at \* $p < 0.05$ , \*\* $p < 0.01$ , and \*\*\* $p < 0.001$ , respectively; NS, not significant. Results in the same column marked with different letters indicate significant differences ( $p < 0.05$ , Tukey HSD test), between management regimes in the same year (lower case letters) and between years within the same management regime (upper case letters). HOB: holm-oak biochar: SNT: sprinkler irrigation under no-tillage management; ST: sprinkler irrigation under conventional tillage; FT: permanent flooding irrigation under conventional tillage; SNT-HOB, ST- HOB, and FT- HOB: the same management regimes, with HOB application.

# **Capítulo V. RESUMEN DE RESULTADOS Y DISCUSIÓN**





## **V.1. Efecto a medio plazo del riego por aspersión combinado con una sola aplicación de compost sobre la productividad del agua y arroz y la seguridad alimentaria**

En la primera publicación que compone esta Tesis Doctoral por compendio se pretende determinar los efectos, a medio plazo, de diferentes métodos de riego y labranza combinados con una sola aplicación de compost, sobre las propiedades de los suelos, eficacia en el control de malezas, productividad del agua y el arroz, y acumulación de metales en suelos y granos de arroz.

### **V.1.1. Propiedades de los suelos**

En ambos años de estudio, los mayores valores de COT se encontraron en SD siendo, después de cinco años de implementación, este aumento significativo con respecto a LC y LCI (Tabla 5.1). Este hallazgo es de gran relevancia debido a que el COT es un constituyente del suelo, relevante desde un punto de vista agronómico y ambiental, siendo un excelente indicador de su calidad. Independientemente del régimen de manejo, los suelos que incorporaron compost de alperujo mostraron aumentos significativos en relación a los tratamientos originales, a pesar de que dicha incorporación se produjo con una anterioridad de tres años con respecto al inicio del estudio demostrando así, la efectividad de la aplicación de este tipo de enmienda (Tablas 5.1).

En referencia al contenido de AF, el valor más bajo se observó en SD en comparación con el resto de tratamientos sin enmienda orgánica, sin embargo, mostró el valor más alto de AH en el último año del estudio (Tabla 5.1). Estos resultados indican las diferencias existentes en los procesos de humificación que se ven favorecidos por el no laboreo. Después de 4 y 5 años desde la aplicación de compost, independientemente del sistema de manejo, los contenidos en sustancias húmicas en los tratamientos con enmienda fueron significativamente más altos que en los tratamientos no enmendados. Por tanto, el uso de compost de alperujo puede proporcionar un entorno favorable para el desarrollo de AH, mejorando así la calidad del suelo.

## *V. Resumen de resultados y discusión*

En el primer año de estudio, los valores de CE para los suelos originales variaron de 1.45 dS m<sup>-1</sup> (tratamiento SD) a 1.93 dS m<sup>-1</sup> (tratamiento LCI) (Tabla 5.1), cifras que no representan riesgos importantes para el desarrollo óptimo del cultivo del arroz. Sin embargo, independientemente de los sistemas de manejo utilizados, se observaron aumentos significativos en 2019 en referencia a 2018, registrándose el valor más alto de CE bajo SD, corroborando hallazgos previos con respecto a que el laboreo sería beneficioso para reducir la salinización del suelo (Sundha et al., 2020). De hecho, en el segundo año el valor medio encontrado bajo el manejo de SD fue de 5.98 dS m<sup>-1</sup>, valor que podría conducir a importantes pérdidas de rendimiento debido al estrés por salinidad (Tabla 5.1). En 2018, mientras que bajo riego por aspersión los valores de CE fueron significativamente más altos en los tratamientos con aplicación de compost que en los tratamientos sin adición de compost, independientemente del sistema de laboreo, en condiciones de inundación se observaron disminuciones de CE en LCIC en comparación a LCI, lo que indica la importancia del sistema de riego en la evolución de la CE. De hecho, en 2019 el valor de CE en LCC fue significativamente mayor que en LCIC (3.93 y 2.65 dS m<sup>-1</sup>, respectivamente) (Tabla 5.1).

**Tabla 5.1.** Efecto a medio plazo de la aplicación de compost de alperujo y diferentes sistemas de manejo sobre las propiedades fisicoquímicas del suelo (0-20 cm).

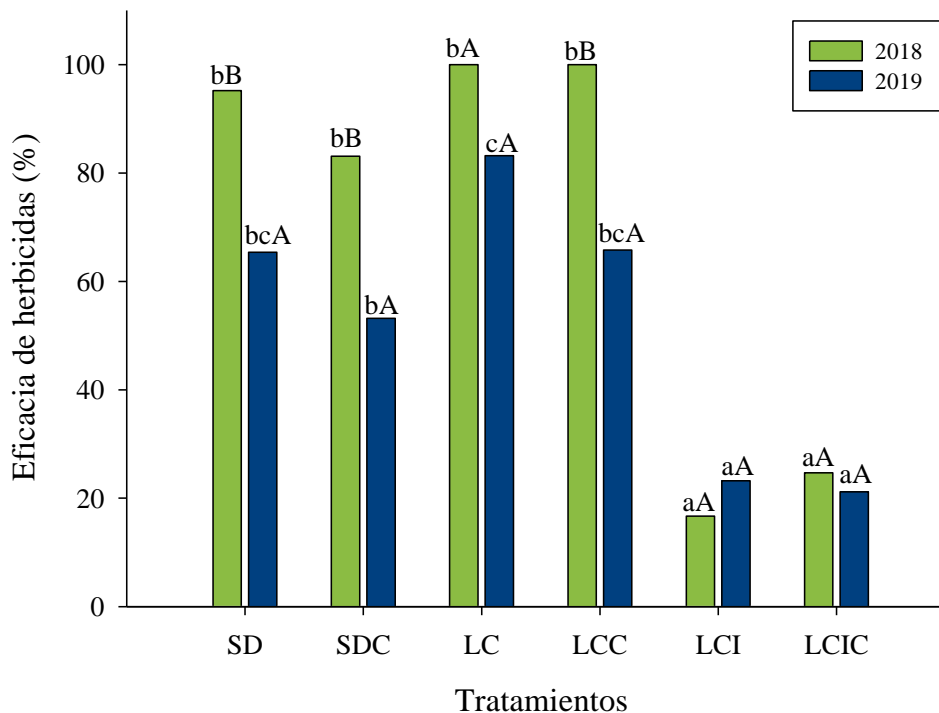
	<b>COT</b> (g kg <sup>-1</sup> )	<b>CE</b> (dS m <sup>-1</sup> )	<b>pH</b>	<b>AF</b> (g kg <sup>-1</sup> )	<b>AH</b> (g kg <sup>-1</sup> )
<b>Año 2018</b>					
SD	11.1aA	1.45aA	6.73 dB	0.559aA	0.869aA
SDC	16.8bA	1.79bA	6.94 eB	1.05dA	1.53bA
LC	10.2aA	1.87bA	6.27cA	0.891bA	0.911aA
LCC	16.6bA	2.08cA	6.89eB	1.25eA	1.41bA
LCI	10.8aB	1.93bA	5.52aA	0.831bA	0.858aA
LCIC	20.9cA	1.52aA	5.92bA	0.971cA	1.48bA
<b>Año 2019</b>					
SD	12.3cA	5.97 dB	6.46 dA	0.775aB	0.958bA
SDC	21.6eB	3.73 cB	6.61 eA	1.04bA	1.96dA
LC	11.6bB	2.12aA	6.29cA	1.00bA	0.736aA
LCC	18.6 dB	3.93cB	6.62 eA	1.18cA	1.30cA
LCI	10.1aA	2.74 bB	5.64aB	0.939bA	0.833abA
LCIC	21.4eA	2.65 bB	6.11 bB	0.996bA	1.44cA
<b>A</b>	***	***	***	*	NS
<b>T</b>	***	***	***	***	***
<b>A x T</b>	**	***	***	NS	*

**COT:** Carbono orgánico total; **CE:** Conductividad eléctrica; **AF:** Ácido fúlvico; **AH:** ácido Húmico. Los factores ANOVA son A: año; T: tratamiento; A x T: interacción año x tratamiento; \*, \*\* y \*\*\* significativos a niveles de 0.05, 0.01 y 0.001, respectivamente; NS: no significativo. Letras diferentes indican diferencias significativas ( $p \leq 0.05$ ) entre tratamientos en el mismo año (letras minúsculas) y entre años dentro del mismo tratamiento (letras mayúsculas).

En cuanto al pH edáfico, sus valores fueron influenciados significativamente por los sistemas de manejo. Independientemente del año, bajo riego por aspersión se encontraron valores más altos de pH que en los tratamientos de inundación, especialmente en sistemas de no laboreo (SD) en el que se encontraron valores óptimos para el cultivo del arroz, que pueden favorecer la biodisponibilidad de elementos como el N y P. La aplicación de compost provocó aumentos significativos de pH, con valores también cercanos a los óptimos para el cultivo del arroz, especialmente bajo riego por aspersión (Tabla 5.1).

### **V.1.2. Eficacia en el control de malas hierbas**

En la Figura 5.1 se presentan los efectos de los sistemas de manejo sobre la eficacia de los herbicidas. Para ambos años, en los manejos que no incorporan compost de alperujo, los valores más bajos se encontraron en el tratamiento LCI. Sin embargo, bajo riego por aspersión, la aplicación de herbicidas en 2018 y 2019 fue una estrategia muy efectiva para el control de malezas, especialmente con laboreo, cuyos valores superaron el 80 % en los dos años de estudio evidenciando que, contrariamente a lo esperado, el sistema de riego por inundación permanente no aseguró un control efectivo de malezas. Estos resultados podrían explicarse por los efectos que los diferentes sistemas de manejo ejercen sobre el comportamiento de los herbicidas. Así, diferentes estudios han mostrado una disipación más rápida de herbicidas en condiciones anaeróbicas frente a las aeróbicas para herbicidas ampliamente aplicados en el cultivo de arroz como bispiribac-sodio (López-Piñeiro et al., 2022) y MCPA (Gómez et al., 2020) . Por otro lado, el efecto a medio plazo de la aplicación de compost sobre la eficacia de herbicidas, en relación a los tratamientos sin adición de compost, no fue significativo, mostrando una tendencia similar, y sugiriendo que el manejo del agua y el sistema de laboreo fueron los principales factores a considerar en el control de malezas para este cultivo.



**Figura 5.1.** Efecto de diferentes sistemas de manejo sobre la efectividad de los herbicidas. Letras diferentes indican diferencias ( $p < 0.05$ ) entre tratamientos en el mismo año (letras minúsculas) y entre años dentro del mismo tratamiento (letras mayúsculas).

### V.1.3. Parámetros agronómicos y productividad del agua

En la Tabla 5.2. se muestran los efectos de los sistemas de manejo sobre los componentes más relevantes del rendimiento del arroz. Para el índice de germinación (IG), independientemente de, si se aplicó o no el laboreo, los tratamientos con aspersión mostraron valores significativamente mayores que los tratamientos de inundación en los dos años de estudio (Tabla 5.2), resultados similares han sido encontrados por Chamara et al. (2018) mostrando que el riego por inundación reduce la germinación de semillas de arroz y el crecimiento del cultivo. El efecto a medio plazo de la aplicación de compost de alperujo no fue significativo en ninguno de los tratamientos, a pesar de provocar un

aumento del pH en los suelos, propiedad que mostró una correlación significativa y positiva con el índice de germinación.

Entre los parámetros agronómicos estudiados, el rendimiento (R) es el que más interesa directamente al agricultor, ya que representa el producto económico útil, y, por tanto, el retorno económico del cultivo. En relación a los tratamientos originales, los valores de R obtenido en LC fueron mayores que en SD y LCI para los dos años de estudio (Tabla 5.2). Estos resultados indican que los efectos a medio plazo de la transición de inundación a riego por aspersión en los niveles de R fueron positivos, especialmente en condiciones de labranza, y al menos, en las condiciones edafoclimáticas del estudio. Por tanto, se obtienen resultados muy prometedores ya que el nuevo sistema de riego por aspersión no condujo a una disminución de la productividad del arroz. Estos resultados podrían ser atribuidos a los valores de pH más favorables observados en los tratamientos de riego por aspersión que en los de inundación (Tabla 5.1). De hecho, se observó una correlación significativa y positiva entre los valores de R y pH, corroborando la importancia de este parámetro en la producción del arroz. También, se observó una correlación positiva entre R e IG, poniendo de manifiesto que aquellos sistemas de manejo que mejoraron el crecimiento del arroz también conducen a aumentos en el rendimiento del grano. La tendencia presentada en los valores de R podría también ser atribuida a las diferencias observadas en la eficacia de herbicida entre los tratamientos, como se desprende de la correlación significativa entre R y la efectividad del herbicida, resultado que ratifica la importancia de un control óptimo de malezas en el cultivo del arroz para garantizar su viabilidad agronómica y económica.

**Tabla 5.2.** Efectos a medio plazo de diferentes sistemas de manejo en los componentes de rendimiento del arroz.

	<b>IG (%)</b>	<b>R (Kg ha<sup>-1</sup>)</b>	<b>PA (g L<sup>-1</sup>)</b>
<b>Año 2018</b>			
SD	56.5cA	9 226abA	1.07bA
SDC	51.9bcA	9 183abA	1.07bA
LC	52.2cA	10 307bA	1.20bA
LCC	52.7cA	10 212bA	1.19bA
LCI	46.2abB	8 343aA	0.513aA
LCIC	43.8aB	7 780aA	0.478aA
<b>Año 2019</b>			
SD	62.7bA	7 070aA	0.796bA
SDC	59.4bA	8 436aA	0.950bA
LC	62.9bB	11 625bA	1.31cA
LCC	58.4bA	10 872bA	1.22cA
LCI	31.6aA	7 921aA	0.516aA
LCIC	31.6aA	7 654aA	0.499aA
A	NS	NS	NS
T	***	***	***
A x T	*	*	**

**IG:** índice de germinación; **R:** rendimiento; **PA:** Productividad del agua. Los factores de ANOVA son A: año; T: tratamiento; A x T: interacción año x tratamiento; \*, \*\* y \*\*\* significativos a niveles de 0.05, 0.01 y 0.001, respectivamente; NS: no significativo. Letras diferentes indican diferencias significativas ( $p \leq 0.05$ ) entre tratamientos en el mismo año (letras minúsculas) y entre años dentro del mismo tratamiento (letras mayúsculas).

A pesar de que no hubo diferencias significativas entre años para ningún sistema de manejo, es importante destacar que mientras bajo riego por inundación los valores de R obtenidos se estancaron alrededor de 8 000 kg ha<sup>-1</sup>, bajo riego por aspersión las variaciones de R dependieron de las operaciones de labranza. En ausencia de laboreo (SD) los valores de R disminuyeron de 9 226 a 7 070 kg ha<sup>-1</sup> mientras que con laborero (LC) estos valores aumentaron de 10 307 a 11 625 kg ha<sup>-1</sup> a lo largo del estudio (Tabla 5.2). Además, los valores de R en LC en este estudio en el que se evalúan los efectos a medio plazo, fueron superiores a los observados por Peña et al. (2022) en un estudio evaluando los efectos a corto plazo, lo que indica que la capacidad productiva de este sistema de manejo aumentó con el tiempo. Las diferencias encontradas en la tendencia de los valores de R entre tratamientos de riego por aspersión (SD y LC) podrían ser atribuidas al estrés salino ya que, como se comentó anteriormente, el arroz es un cultivo sensible a

la salinidad. Así, mientras que en el caso de LC el valor medio de CE fue de 2.00 dS m<sup>-1</sup>, sin diferencias significativas a lo largo del estudio, para SD los valores de CE aumentaron de 1.45 a 5.97 dS m<sup>-1</sup> del primero al segundo año del estudio. De hecho, existe una correlación significativa y negativa entre R y CE. Señalar, no obstante, que la aplicación de compost de alperujo provocó un incremento de R bajo sistemas de no laboreo, pasando en el segundo año del estudio de 7 070 kg ha<sup>-1</sup> (SD) a 8 436 kg ha<sup>-1</sup> (SDC), sugiriendo que los efectos residuales de la aplicación de compost podría ser una alternativa interesante para mitigar el estrés por salinidad en el arroz cultivado mediante prácticas de agricultura de conservación.

La productividad del agua (PA) es otro de los parámetros más relevantes que se analizan en este trabajo. Los sistemas de manejo afectaron significativamente a los valores de PA durante el estudio. Independientemente de las condiciones de labranza, los valores de PA fueron significativamente más elevados en SD y LC que en LCI en ambos años de estudio, demostrando que la transición a aspersión del riego por inundación para los cultivos de arroz podría ser una alternativa interesante para combatir la escasez de agua. Los efectos de la aplicación de compost sobre la productividad del agua no fueron significativos en referencia a los tratamientos que no lo incorporaron. Sin embargo, PA se correlacionó positiva y significativamente con B. glucosidasa (GL) y ureasa (UR), indicando que los manejos de arroz utilizados para mejorar la actividad microbiana del suelo también podrían ser útiles para maximizar la productividad del agua aplicada en este cultivo.

#### **V.1.4. Arsénico y Cadmio en suelos y granos de arroz**

Las concentraciones totales de As y Cd en el suelo (Figura 5.2A) no fueron afectadas por los sistemas de manejo, con valores que no difirieron significativamente entre tratamientos y años. Este hecho podría ser previsible, ya el compost de alperujo utilizado no presenta elevadas concentraciones de elementos potencialmente tóxicos, y el agua utilizada para el riego en este estudio fue de buena calidad.

Con referencia a la concentración de As total en los granos de arroz, los sistemas



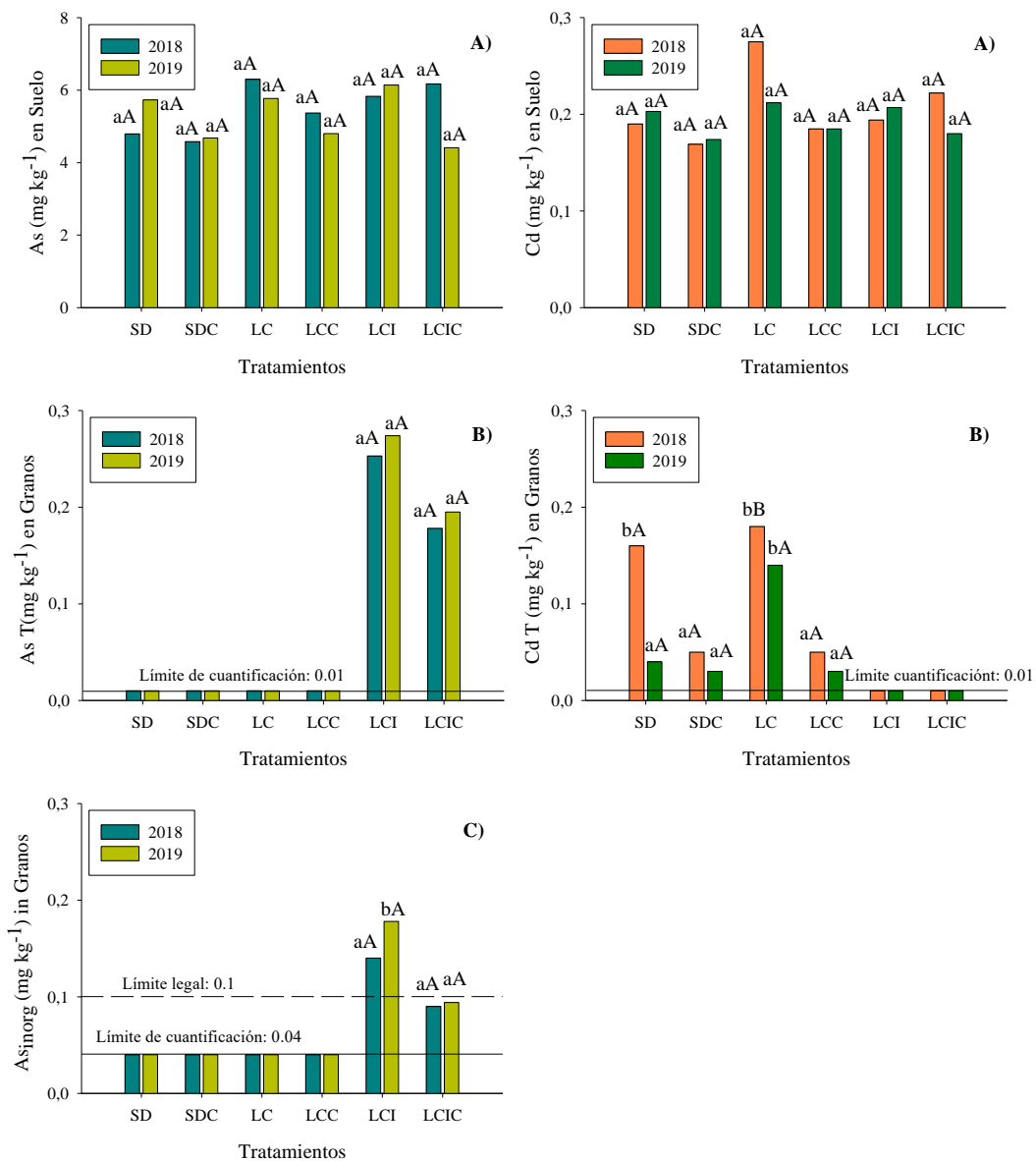
de manejo si tuvieron efectos significativos (Figura 5.2B). Así, mientras que las concentraciones de As fueron 0.253 y 0.274 mg kg<sup>-1</sup> bajo el sistema de inundación LCI en 2018 y 2019, respectivamente, cuando se utilizó riego por aspersión, los resultados obtenidos estuvieron por debajo del límite de cuantificación (< 0.01 mg kg<sup>-1</sup>), independientemente del tratamiento y año. Varios autores han mostrado resultados similares (p.ej., Carrijo et al., 2022; Alvarenga et al., 2022), indicando que, bajo condiciones de inundación, el As es absorbido más eficientemente por las plantas de arroz en referencias a otros métodos de ahorro de agua, debido a que, con inundaciones permanentes, el arseniato se reduce a arsenito, que es menos adsorbido por los óxidos férricos del suelo y más eficientemente absorbidos por las plantas de arroz.

El límite establecido por la legislación de la Unión Europea en el grano de arroz es de 0.20 mg kg<sup>-1</sup> de As inorgánico (As (III) + As (V)) debido a su mayor toxicidad frente al As orgánico o un límite inferior de 0.10 mg kg<sup>-1</sup> en el grano de arroz blanco pulido cuando se destina a producir alimentos para lactante (Comisión, 2006, 2015). Similar al As total, el descenso en la concentración de As inorgánico (As<sub>inorg</sub>) en el grano de arroz bajo sistemas de riego por aspersión, documentada por otros autores, también fue evidente en este estudio. Así, bajo riego por aspersión, los valores de As<sub>inorg</sub> estuvieron por debajo del límite de cuantificación (<0.04 mg kg<sup>-1</sup>), independientemente del tratamiento y año (Figura 5.2C). La aplicación de compost provocó una disminución de los valores de As<sub>inorg</sub> en los granos de arroz en los tratamientos anaeróbicos, siendo estas diferencias significativas en el último año de estudio. Estos resultados adquieren gran relevancia ya que una sola aplicación de compost podría servir para reducir los niveles de As<sub>inorg</sub> en sistemas de riego por inundación, al menos hasta después de transcurrir 5 años desde la única incorporación de esta enmienda orgánica. Además, desde el punto de vista económico para los agricultores con sistemas tradicionales, también es muy relevante dado que el arroz producido bajo sistemas de inundación y aplicación de compost (LCIC) puede ser destinado a la producción de alimentos para lactantes y niños pequeños, cuyo límite se establece en 0.10 mg kg<sup>-1</sup> (Figura 5.2C).

A diferencia del As, los valores de la concentración de Cd en granos de arroz aumentaron significativamente bajo los sistemas de aspersión en comparación con los de inundación, aunque los niveles se mantuvieron en ambos sistemas por debajo del máximo

## *V. Resumen de resultados y discusión*

permitido por la normativa europea, fijado en  $0.20 \text{ mg kg}^{-1}$  (Figura 5.2B). Estos resultados son coherentes con estudios previos que también informaron que los sistemas de manejo aeróbico pueden reducir la concentración de As en los granos de arroz, pero pueden aumentar la de Cd (da Silva et al., 2020; Zoli et al., 2021). Además, es importante destacar que los valores de Cd fueron menores en SD que en LC en los dos años de estudio. Por tanto, en el contexto de seguridad alimentaria y transcurrido varios años desde su implementación, el grano producido en SD es mejor que el de LC, debido a que tienen un contenido similar de  $A_{\text{Sinorg}}$ , pero menor en cadmio. La aplicación de compost en los tratamientos aeróbicos provocó una disminución significativa de la concentración de Cd en relación a su manejo original. Este efecto podría ser atribuido a la formación de quelatos organo-Cd, en particular, a la capacidad de los ácidos húmicos de ofrecer sitios de adsorción para unir Cd en el suelo, reduciendo su absorción por las plantas. De hecho, se observó una correlación significativa y negativa entre AH y las concentraciones de Cd en grano.



**Figura 5.2.** Efectos a medio plazo de diferentes sistemas de manejo sobre las concentraciones de As y Cd en suelos (A), en granos de arroz (B) y sobre As inorgánico en los granos de arroz (C).

En conclusión, los resultados obtenidos mostraron como la transición del sistema de riego por inundación al de aspersión, en combinación con la aplicación de compost, puede ser una estrategia interesante para aumentar la sostenibilidad de arroz, y aumentar la productividad del agua y cultivo, así como reducir el riesgo de bioacumulación de As y Cd en los granos.

## **V.2. El uso combinado de biochar y riego por aspersión puede mejorar la productividad del arroz en regiones con escasez de agua.**

Con este trabajo se pretende evaluar los efectos del biochar, fresco y envejecido, en las propiedades del suelo, efectividad de los herbicidas y componentes del rendimiento en un cultivo de arroz bajo diferentes sistemas de riego y laboreo.

### **V.2.1. Propiedades de los suelos**

Como cabría esperar, debido al elevado contenido en COT que presenta el biochar, la incorporación de esta enmienda provocó incrementos significativos de este parámetro en todos los sistemas de manejo evaluados, aunque este hecho fue particularmente evidente en los de riego por inundación (Tabla 5.3). Estos resultados, atribuidos a las condiciones anaeróbicas que prevalecen, al menos 5 meses al año en el sistema de riego por inundación, coinciden con los obtenidos por Mi et al. (2019), aunque en un estudio realizado en china, con unas condiciones climáticas muy diferentes.

En cuanto a la conductividad eléctrica (CE) la aplicación de biochar fresco provocó aumentos significativos bajo el riego por aspersión sin laboreo (SDB) y riego por inundación con laboreo convencional (LCIB), siendo este último tratamiento el que mostró los valores mayores ( $2.70 \text{ dSm}^{-1}$ ) (Tabla 5.3). Transcurridos 18 meses desde la aplicación del biochar en el suelo, los valores de CE disminuyeron significativamente en condiciones de labranza cero de  $5.98 \text{ dS m}^{-1}$  a  $3.44 \text{ dS m}^{-1}$  en SD y SDB, respectivamente. Estos resultados han sido similares a los observados por Oladele (2019) quien atribuye el aumento de CE a la liberación de nutrientes (cationes y aniones) débilmente unidos al biochar incorporado (fresco), y el descenso de CE al efecto del envejecimiento de esta enmienda, sugiriendo una mayor absorción de cationes y aniones solubles de la solución del suelo por parte del cultivo, aunque sin una implicación positiva en el rendimiento.

Del mismo modo, la aplicación de biochar condujo a aumentos significativos en los valores de pH edáfico en todos los sistemas de labranza y riego (Tabla 5.3). También se observó que el biochar aplicado mantuvo su efecto alcalinizante durante al menos 18

meses después de ser aplicado, por lo que su utilización podría ser una excelente estrategia para mejorar la acidez de los suelos (Tabla 5.3).

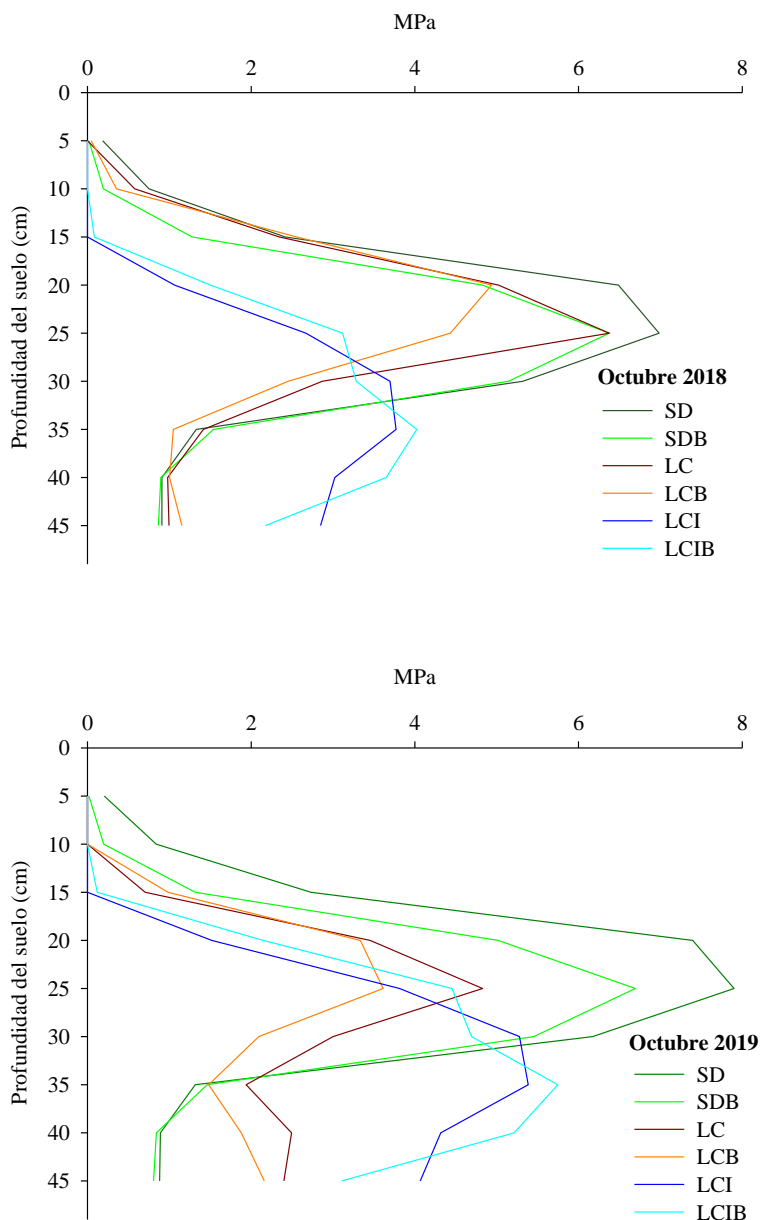
**Tabla 5.3.** Efecto de los diferentes sistemas de manejo de arroz sobre las propiedades más relevantes del suelo (0-20 cm).

	<b>COT</b> (g kg <sup>-1</sup> )	<b>CE</b> (dS m <sup>-1</sup> )	<b>pH</b>	<b>AD</b> (µg INTF g <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> )
<b>Año 2018</b>				
SD	9.30 eA	1.45 dB	6.73 bA	0.964 aA
SDB	15.8 cB	1.99 bB	7.10 aA	1.09 aB
LC	10.0 dA	1.87 bcB	6.27 dA	0.556 bB
LCB	17.5 bA	1.72 cB	7.09 aB	1.01 aB
LCI	10.2 dA	1.93 bcB	5.53 eB	0.693 bA
LCIB	22.2 aA	2.70 aA	6.40 cB	0.983 aB
<b>Año 2019</b>				
SD	9.70 fA	5.98 aA	6.46 bB	1.01 cA
SDB	17.0cA	3.44 bA	7.03 aB	1.32 bA
LC	10.7 dA	2.12 dA	6.29 cA	0.737 cdA
LCB	17.9 bA	1.88 dA	7.15 aA	1.63 aA
LCI	10.1 eA	2.74 cA	5.65 dA	0.658 dA
LCIB	20.4 aB	2.77 cA	6.50 bA	1.62 aA
<b>A</b>	7.39*	391***	4.85*	57.9***
<b>T</b>	6690***	102***	1214***	17.4***
<b>A x T</b>	74.7***	129***	28.9***	10.2**

**COT:** Carbono orgánico total; **CE:** Conductividad eléctrica; **AD:** Actividad deshidrogenasa. Los factores ANOVA son A: año; T: tratamiento; A x T: interacción año x tratamiento; \*, \*\* y \*\*\* significativos a niveles de 0.05, 0.01 y 0.001, respectivamente; NS: no significativo. Letras diferentes indican diferencias significativas ( $p \leq 0.05$ ) entre tratamientos en el mismo año (letras minúsculas) y entre años dentro del mismo tratamiento (letras mayúsculas).

Con respecto a la resistencia a la penetración, los sistemas de no laboreo (SD) generalmente presentaron valores mayores a los observados en LC en la capa superior del suelo, especialmente en el segundo año de estudio (Figura 5.3). Estos resultados sugieren que la compactación superficial bajo sistemas de SD podría ser un problema, debido a su importancia en el crecimiento de las plantas, afectando al desarrollo radicular. El efecto de la aplicación del biochar en la resistencia a la penetración del suelo depende del método

de labranza utilizado. Independientemente del sistema de riego, bajo laboreo, la aplicación de biochar no causó grandes cambios en la tendencia de la resistencia a la penetración presentada por el suelo. Sin embargo, en la superficie del suelo (0- 25 cm de profundidad) en los sistemas sin laboreo, la resistencia a la penetración del suelo disminuyó con la aplicación de biochar, tanto en su efecto fresco como envejecido (Figura 5.3).



**Figura 5.3.** Efecto de diferentes sistemas de manejo de arroz en la resistencia a la penetración del suelo.

Con respecto al contenido volumétrico de agua (CVA), los valores fueron similares a lo largo del ciclo de crecimiento del cultivo en ambos años de estudio, como se refleja en la Figura 5.4. En general, se observó un aumento en los valores de CVA a medida que aumenta la profundidad del suelo, independientemente del sistema de laboreo. Además, de 0 a 10 cm de profundidad, se observaron valores superiores de CVA en SD que en LC confirmando que, en condiciones de riego por aspersión, los sistemas de no laboreo podrían ser una práctica eficaz para mejorar la capacidad de retención de agua en el suelo (Figura 5.4). Los efectos de la aplicación de biochar en CVA dependieron del sistema de labranza utilizado. Así, mientras que el biochar no causó cambios significativos en los valores de CVA en sistemas de no laboreo (SD), independientemente de su estado fresco o envejecido, su aplicación en sistemas con laboreo provocó aumentos en los valores de CVA a una profundidad de 0-10 cm. El aumento de la capacidad de retención de agua en suelos que incorporan biochar fue atribuido a su elevada superficie específica y porosidad (Kang et al., 2022). Estos resultados resultan de gran interés en aquellas regiones donde la escasez de agua es un problema cada vez más crucial, como es el caso de la región mediterránea.

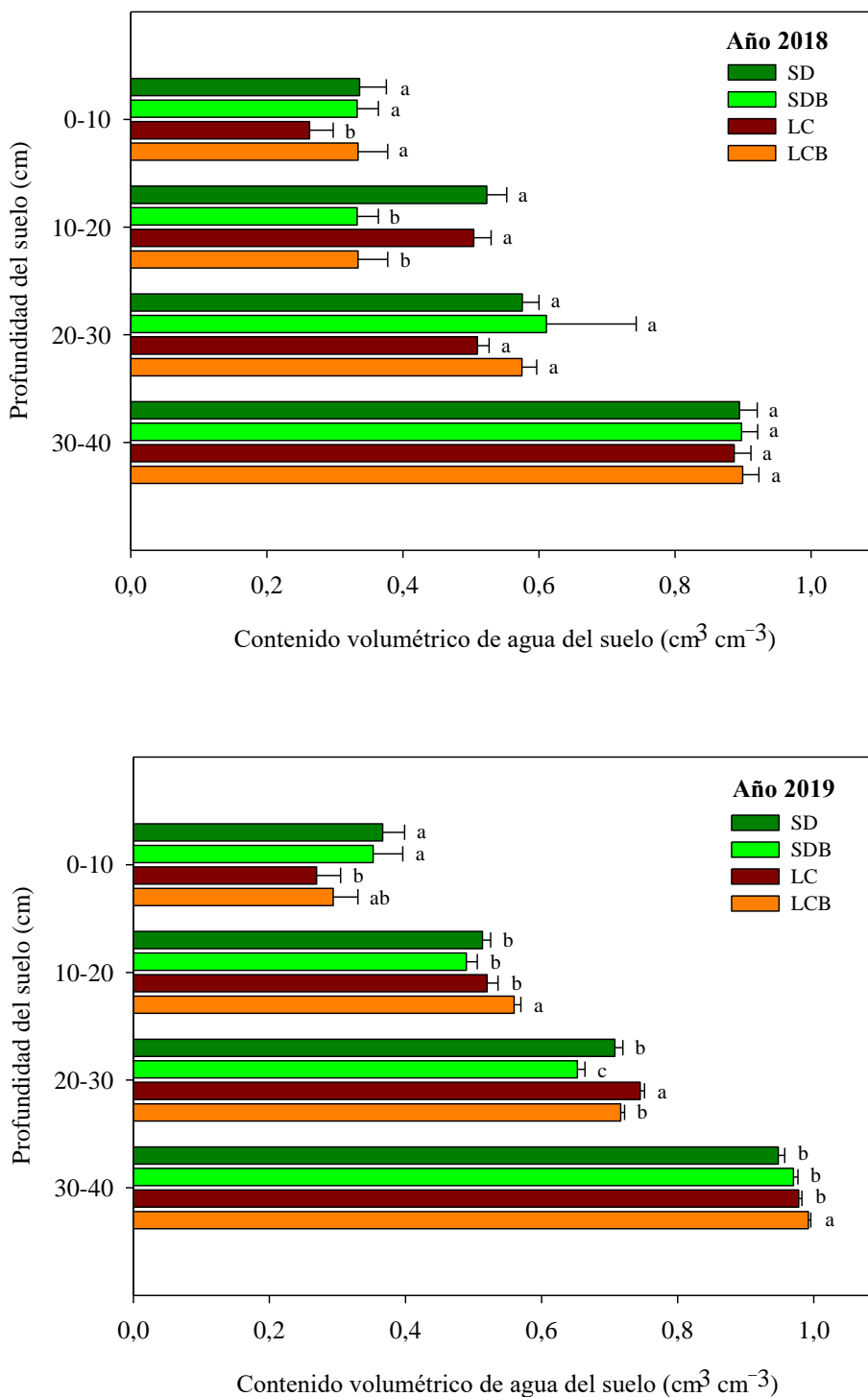


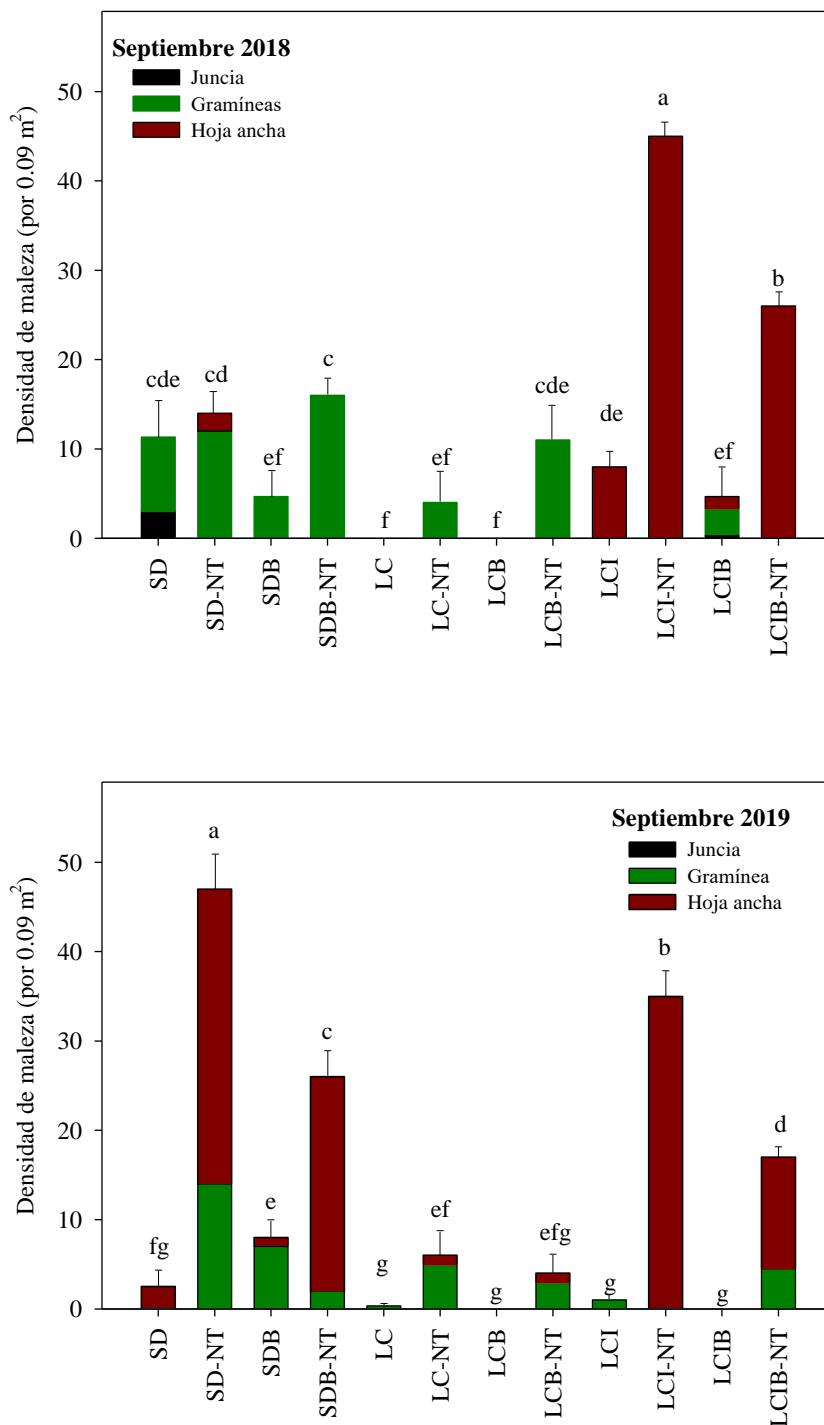
Figura 5.4. Efecto de diferentes sistemas de manejo sobre el contenido volumétrico medio de agua en el suelo durante el ciclo de cultivo del arroz. Las barras de error representan un error estándar de la media (n=3) y letras diferentes indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre regímenes de manejo en el mismo año.



En cuanto a la actividad deshidrogenasa (AD), para tratamientos sin biochar y en los dos años de estudio, los valores más altos se obtuvieron en SD (Tabla 5.3). Estos resultados corroboran que la implementación de prácticas de no laboreo, como la siembra directa, contribuye a mejorar la actividad biológica del suelo. La aplicación de biochar demostró favorecer la AD, tanto en su efecto fresco como envejecido, independientemente del manejo, pudiendo estar relacionado con la mejora de las propiedades fisicoquímicas de suelo derivadas de la incorporación de esta enmienda. Los resultados obtenidos con la adición del biochar pusieron de manifiesto la importancia de la materia orgánica en la AD y, particularmente la de las fracciones húmicas.

### **V.2.2. Eficacia en el control de malas hierbas**

La Figura 5.5. muestra los efectos de los diferentes sistemas de manejo sobre los tipos y densidad de maleza a los 50-60 días después de la siembra. Independientemente del sistema de riego y laboreo, las áreas de campo sin aplicación de herbicidas tuvieron un mayor número de malezas que las que los reciben, demostrando la efectividad de estos productos fitosanitarios. Sin embargo, existen diferencias importantes entre los tratamientos sobre los tipos y densidad de maleza. El área sin aplicación de herbicida mostró una mayor densidad total de malezas bajo SD en comparación con LC. Además, bajo riego por aspersión en condiciones de laboreo (LC), se obtuvo una reducción significativa en la infestación por malezas en relación al sistema con inundación (LCI), durante los dos años de estudio (Figura 5.5). Estos resultados podrían obedecer a la adaptación de las malezas de hoja ancha a estas condiciones de inundación. La adición de biochar redujo la densidad de malezas en áreas no tratadas con herbicidas en todos los sistemas de manejo, aunque este efecto en su estado fresco solamente se apreció bajo riego por inundación. Por tanto, el nivel de infestación de malezas podría ser contrarrestado con la utilización de biochar, especialmente después de su envejecimiento. Este descenso en la presión de las malezas asociado con la aplicación de biochar podría ser atribuido a una mejora en las propiedades edáficas proporcionando, así, un entorno favorable para el cultivo y desfavorable para las malas hierbas (Brozović et al., 2021).



**Figura 5.5.** Efecto de diferentes sistemas de manejo de arroz en la densidad de malezas.

NT indica áreas no tratadas con herbicidas. Las barras de error representan un error estándar de la media (n=3) y letras diferentes indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre regímenes de manejo en el mismo año.

Para los dos años de estudio y con respecto a los suelos que no incorporan biochar, la efectividad de los herbicidas aplicados fue inferior en LCI que en SD y LC en el primer año (5.7 y 6.0 veces menor, respectivamente) y en el segundo año (2.8 y 6.0 veces menor, respectivamente) (Tabla 5.4). Sin embargo, bajo riego por aspersión, la aplicación de herbicidas resultó ser una estrategia útil para el control eficaz de malezas, especialmente bajo sistemas de laboreo en el que se alcanzaron valores superiores al 80 % en los dos años de estudio. Por tanto, estos resultados indican que la labranza en combinación con el sistema de riego por inundación no garantiza, necesariamente, un control efectivo de malezas debido a los efectos derivados de la implementación de los diferentes sistemas de manejo sobre el comportamiento de los herbicidas. De hecho, López-Piñeiro et al. (2022) en un estudio previo, utilizando los mismos sistemas, observaron que las tasas de disipación del herbicida clomazona fueron mayores en condiciones anaeróbicas que en aeróbicas, lo que podría haber inducido a un impacto negativo en su eficacia contra las malas hierbas en sistemas con riego por inundación. Por otra parte, las pérdidas de herbicidas por lixiviación que, previsiblemente, deberían ser superiores en sistemas con riego por inundación que en los de aspersión podrían, también, explicar la menor efectividad observada en LCI que en SD y LC.

**Tabla 5.4.** Efectos de diferentes sistemas de manejo del arroz en la eficacia de herbicidas en condiciones de campo.

<b>Eficacia de herbicida (%)</b>	
<b>Tratamientos</b>	<b>Final del ciclo de arroz (septiembre)</b>
Año 2018	
SD	95.2 aA
SDB	100 aA
LC	100 aA
LCB	99.3 aA
LCI	16.7 bA
LCIB	96.2 aA
<b>Tratamientos</b>	<b>Final del ciclo de arroz (septiembre)</b>
Año 2019	
SD	65.4 abB
SDB	44.6 bB
LC	83.2 aA
LCB	81.0 aA
LCI	23.2 cA
LCIB	28.0 cB
<b>A</b>	26.3**
<b>T</b>	15.7**
<b>A x T</b>	5.38*

Los factores ANOVA son A: año; T: tratamiento; A x T: interacción año x tratamiento. Los valores F indican los niveles de significancia \*  $p < 0.05$ ; \*\*  $p < 0.01$ ;  $p < 0.001$ , respectivamente, y NS: no significativo. Diferentes letras indican diferencias ( $p < 0.05$ ) entre tratamientos en el mismo año (letras minúsculas) y entre años dentro del mismo tratamiento (letras mayúsculas).

Para el primer año de estudio, la eficacia de herbicidas en LCI experimentó un notable incremento tras la aplicación de biochar (LCIB) (Tabla 5.4), sugiriendo que este producto, en fresco, podría potenciar la actividad de los herbicidas aplicados hasta niveles comparables a los encontrados en el resto de los sistemas de manejo de agua y laboreo. Sin embargo, tras el envejecimiento del biochar (segundo año del estudio), la efectividad de los herbicidas decreció significativamente en los tratamientos con esta enmienda, independientemente del régimen de manejo. De acuerdo con Graber et al. (2012), los biochars con elevada superficie específica pueden dar como resultado un control de malas hierbas más deficiente explicando, así, el descenso de la eficacia de los herbicidas

observado después del envejecimiento natural del biochar aplicado, con mayores superficies específicas que el fresco (Tabla 3.5). Además, en el segundo año, hubo diferencias significativas en el control de malezas entre los tratamientos sin laboreo (SD y SDB) y los tratamientos con laboreo (LC y LCB), con valores de eficacia de los herbicidas 1.3 y 1.8 veces superiores en LC y LCB que en SD y SDB, respectivamente (Tabla 5.4). Estos resultados, coincidentes con los de Singh et al. (2015), mostraron como los sistemas de no laboreo (SD) pueden inducir a una disminución de la eficacia de los herbicidas en relación con los de laboreo en arroz cultivado en condiciones aeróbicas, hecho, que se percibe como uno de los problemas más desafiantes que enfrenta la adopción de esta técnica de agricultura de conservación.

### **V.2.3. Parámetros agronómicos**

Los sistemas de riego y laboreo influyeron en los parámetros agronómicos del cultivo del arroz (Tabla 5.5). Los resultados del índice de germinación (IG), rendimiento (R) y productividad del agua (PA) correspondientes a los tratamientos que no incorporan biochar han sido discutidos en el trabajo anterior. En relación con el número de panículas por m<sup>2</sup> (NP), en los sistemas que no incorporan biochar, los valores más elevados se obtuvieron en LC. Las diferencias en los valores de NP fueron aún más notables entre los diferentes métodos de riego, con valores significativamente menores en LCI que en LC, indicando que el riego por aspersion permitió un mejor crecimiento del arroz que el de inundación (Tabla 5.5). De hecho, NP correlacionó significativa y positivamente con IG. Con respecto a IG, la aplicación de biochar no mostró efecto significativo en ninguno de los tratamientos que lo reciben, a pesar de que la incorporación de dicho producto provocó un aumento del pH en los suelos, propiedad que correlacionó significativa y positivamente con IG. La aplicación de biochar fresco disminuyó significativamente los valores de NP en los tratamientos con laboreo convencional, independientemente del tipo de riego (LC y LCI). Esto indica que los efectos positivos del biochar sobre NP y, en consecuencia, sobre el rendimiento podrían depender del tiempo transcurrido desde la aplicación de esta enmienda y, por tanto, del estado de envejecimiento del mismo.

**Tabla 5.5.** Efectos de diferentes sistemas de manejo sobre los parámetros agronómicos del cultivo del arroz.

	<b>IG</b> (%)	<b>NP</b>	<b>R</b> (kg ha <sup>-1</sup> )	<b>PA</b> (g L <sup>-1</sup> )
<b>Año 2018</b>				
<b>SD</b>	56.5 aA	852 bA	9226 bA	1.07 bA
<b>SDB</b>	56.7 aA	861 bA	9246 bA	1.07 bA
<b>LC</b>	52.2 abB	987 aA	10307 bA	1.20 aA
<b>LCB</b>	50.3 abB	859 bA	11233 aA	1.31 aA
<b>LCI</b>	46.2 bA	771 cA	8343 cA	0.51 cA
<b>LCIB</b>	36.7 bcA	642 dA	9172 bA	0.56 cA
	<b>IG</b> (%)	<b>NP</b>	<b>R</b> (kg ha <sup>-1</sup> )	<b>PA</b> (g L <sup>-1</sup> )
<b>Año 2019</b>				
<b>SD</b>	62.7 aA	630 bB	7070 bB	0.80 bB
<b>SDB</b>	61.9 aA	551 bB	6617 bB	0.69 abB
<b>LC</b>	62.9 aA	831 aB	11625 aA	1.31 aA
<b>LCB</b>	62.7 aA	795 aA	10973 aA	1.24 aA
<b>LCI</b>	31.6 bB	382 cB	7921 bA	0.52 cA
<b>LCIB</b>	30.7 bA	368 cB	7853 bB	0.51 cA
<b>A</b>	4.79*	148***	25.6***	34.4***
<b>T</b>	47.6***	35.4***	14.6***	55.0***
<b>A X T</b>	6.16**	5.91**	10.5***	15.8***

**IG:** índice de germinación; **NP:** Panícula por m<sup>2</sup>; **R:** Rendimiento; **PA:** Productividad del agua. Los factores de ANOVA son A: año; T: tratamiento; A x T: interacción año x tratamiento; \*, \*\* y \*\*\* significativos a niveles de 0.05, 0.01 y 0.001, respectivamente; NS: no significativo. Letras diferentes indican diferencias significativas ( $p \leq 0.05$ ) entre tratamientos en el mismo año (letras minúsculas) y entre años dentro del mismo tratamiento (letras mayúsculas). En ambos años, los datos de los parámetros de productividad se obtuvieron a fines de septiembre (en la madurez de las plantas), excepto el IG, que se obtuvo en mayo.

Los efectos de la aplicación de biochar en referencia a los rendimientos (R) fueron dependientes del tiempo, con incrementos bajo el efecto del biochar fresco y manejo con laboreo, pero sin variaciones significativas bajo su efecto envejecido. Hallazgos similares fueron mostrados por otros autores revelando que el efecto del biochar en el rendimiento del arroz dependía del tiempo transcurrido desde su aplicación (Petter et al., 2012), con aumentos en el primer año de estudio, pero con disminuciones después de su

envejecimiento en campo. Además, cabe señalar que a excepción del tratamiento LC, en el segundo año se produjo una disminución en los valores de R en todos los sistemas de manejo (Tabla 5.5), pudiendo ser atribuido a los cambios observados en las propiedades edáficas. De hecho, R correlacionó de forma significativa y negativamente con CE y, como se pudo observar anteriormente, ciertos tratamientos (SD y SDB) mostraron valores de CE por encima del umbral de salinidad del arroz  $3 \text{ dS m}^{-1}$  (Korres et al., 2022) o próximos al mismo (LCI y LCIB). También, los valores de R correlacionaron negativamente con la resistencia a la penetración en el suelo mostrando, como se indicó anteriormente, que la compactación redujo la productividad del arroz debido a que la impedancia mecánica es causa limitante del desarrollo radicular. Por otro lado, el arroz es un cultivo altamente susceptible a la invasión de malezas, existiendo una correlación positiva entre R y la efectividad del herbicida, indicando la necesidad implementar un control efectivo de malezas para garantizar un óptimo rendimiento.

Los sistemas de manejo de agua y laboreo afectaron significativamente a los valores de productividad del agua (PA) durante el estudio, siendo dependientes del tiempo (Tabla 5.5). En relación con los tratamientos que no incorporaron biochar, la aplicación de esta enmienda, independientemente del año y sistema de manejo, no dio lugar a diferencias significativas en PA. Sin embargo, el estudio de correlaciones mostró una correlación positiva entre PA y pH, indicando que prácticas para mejorar el pH como la adición de biochar, también podría ser útil para mejorar la eficiencia de agua en los cultivos de arroz. Además, PA correlacionó negativamente con CE, lo que podría ser una de las razones que explicarían la disminución de los valores de PA observados bajo los sistemas de no laboreo (SD). La correlación positiva observada entre PA y la eficacia de los herbicidas evidenció que, para garantizar niveles elevados de PA, los sistemas de manejo del arroz deben incluir un control eficiente de malas hierbas.

En resumen, la aplicación de biochar condujo a una mejora de ciertas propiedades del suelo, como el aumento en el contenido de carbono orgánico total, el pH y la actividad deshidrogenasa. También redujo la presión de malezas independientemente del manejo utilizado, presentando los sistemas irrigados por aspersión la mayor efectividad de herbicida, especialmente LC y LCB. En términos de producción, el biochar provocó aumentos significativos en el rendimiento en su estado fresco en los sistemas de laboreo

## *V. Resumen de resultados y discusión*

frente a sus homólogos no enmendados. Por tanto, el riego por aspersión en combinación con sistemas de laboreo y la aplicación de biochar puede considerarse como una alternativa eficiente al riego por inundación para garantizar la viabilidad productiva del arroz en regiones con estrés hídrico.



### **V.3. Efectos del biochar de encina fresco y envejecido en campo sobre la bioacumulación de As, Cd y Pb en diferentes ambientes de cultivo de arroz.**

En el tercer artículo que compone esta Tesis Doctoral por compendio se pretende determinar los efectos del biochar, fresco y envejecido en campo, sobre la bioacumulación de As, Cd y Pb, y sobre la especiación de As, en granos de arroz producidos en diferentes sistemas de riego y laboreo.

#### **V.3.1. Acumulación de As, Cd y Pb totales y extraíbles en suelo**

Los sistemas de manejo no afectaron a las concentraciones totales de As, Cd y Pb en el suelo, con valores que no ofrecieron diferencias significativas entre tratamientos y años (Tabla 5.6). Este hecho esperado obedeció a que el biochar utilizado presentó bajas concentraciones de elementos potencialmente tóxicos, y a que el agua empleada para el riego fue de buena calidad.

Además de estudiar las concentraciones totales de As, Cd y Pb en suelo, se estudiaron las concentraciones extraíbles, una medida química sustituta de su fracción biodisponible. La concentración extraíble de As fue muy baja en todas las parcelas, y no fueron afectadas por el tratamiento. Lo mismo ocurrió con las concentraciones extraíbles de Cd, con valores incluso por debajo del límite de cuantificación. Por el contrario, el sistema de manejo afectó a los niveles de Pb extraíble, siendo el efecto más evidente una disminución, aproximadamente de dos veces, en los tratamientos con biochar, en relación con sus homólogos sin enmendar (Tabla 5.6). Este efecto puede haber sido consecuencia de dos factores. Por una parte, la capacidad del biochar para adsorber metales, y por otra el aumento del valor de pH provocado por la aplicación de biochar, un efecto muy importante que podría haber causado la precipitación de Pb. De hecho, el Pb extraíble correlacionó negativamente con pH y otros parámetros edáficos que fueron afectados por la aplicación del biochar (COT y SUVA<sub>254</sub>).

**Tabla 5.6.** Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre elementos traza en los suelos, totales y extraíbles (valores medios, n=3). Todos los resultados se presentan sobre materia seca.

	Concentraciones totales			NaHCO <sub>3</sub> - extraíble	DTPA-Extraíble	
	As (mg kg <sup>-1</sup> )	Cd (mg kg <sup>-1</sup> )	Pb (mg kg <sup>-1</sup> )	As (mg kg <sup>-1</sup> )	Cd (mg kg <sup>-1</sup> )	Pb (mg kg <sup>-1</sup> )
<b>2018</b>						
SD	4.79aA	0.190aA	14.8aA	0.064aA	<0.005	0.153abA
SDB	5.04aA	0.187aA	17.7aA	0.061aA	<0.005	0.078aA
LC	6.30aA	0.275aA	21.8aA	0.059aA	<0.005	0.181abA
LCB	6.16aA	0.214aA	20.9aA	0.059aA	<0.005	0.088aA
LCI	5.83aA	0.194aA	19.7aA	0.045aA	<0.005	0.212bA
LCIB	5.46aA	0.191aA	17.9aA	0.058aA	<0.005	0.147abA
<b>2019</b>						
SD	5.73aA	0.203aA	20.0aA	0.063aA	<0.005	0.176abcA
SDB	4.38aA	0.149aA	15.5aA	0.078aA	<0.005	0.094abA
LC	5.77aA	0.212aA	20.2aA	0.062aA	<0.005	0.193bcA
LCB	5.56aA	0.190aA	18.0aA	0.062aA	<0.005	0.106abA
LCI	6.15aA	0.207aA	21.0aA	0.060aA	<0.005	0.234cA
LCIB	5.05aA	0.156aA	17.7aA	0.044aA	<0.005	0.080aA
A	0.716NS	3.82NS	0.01NS	0.456NS	-	0.084NS
T	2.26NS	2.08NS	3.16NS	2.83NS	-	23.9***
A x T	1.94NS	1.17NS	2.83NS	0.663NS	-	1.07NS

Los factores de ANOVA son A: año; T: tratamiento; A x T: interacción año x tratamiento; \*, \*\* y \*\*\* significativos a niveles de 0.05, 0.01 y 0.001, respectivamente; NS: no significativo. Letras diferentes indican diferencias significativas ( $p \leq 0.05$ ) entre tratamientos en el mismo año (letras minúsculas) y entre años dentro del mismo tratamiento (letras mayúsculas).

### V.3.2. Bioacumulación de As, Cd y Pb en el grano de arroz.

La disminución de los niveles de  $As_{\text{Sinorg}}$  en el grano de arroz bajo riego por aspersión, ya identificada por otros autores (Moreno-Jiménez et al., 2014; Spanu et al., 2020), también fue evidente en este estudio, con una concentración considerablemente menor en todos los tratamientos sometidos a ese sistema de riego. Por el contrario, el riego por inundación condujo a una concentración de  $As_{\text{Sinorg}}$  250 veces mayor en el grano de arroz que la observada con la utilización del riego por aspersión, sin diferencias

significativas en años consecutivos. Por tanto, como ya se ha puesto de manifiesto en el artículo I, la transición del sistema de riego por inundación al de aspersión, permitió un claro efecto beneficioso en el ámbito de la seguridad alimentaria para el consumo de arroz, disminuyendo la concentración de  $A_{\text{Sinorg}}$  en el grano por debajo del límite  $0.10 \text{ mg kg}^{-1}$  (Tabla 5.7).

**Tabla 5.7.** Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre elementos traza en granos de arroz (valores medios,  $n=3$ ). Todos los resultados se presentan sobre la base de materia seca.

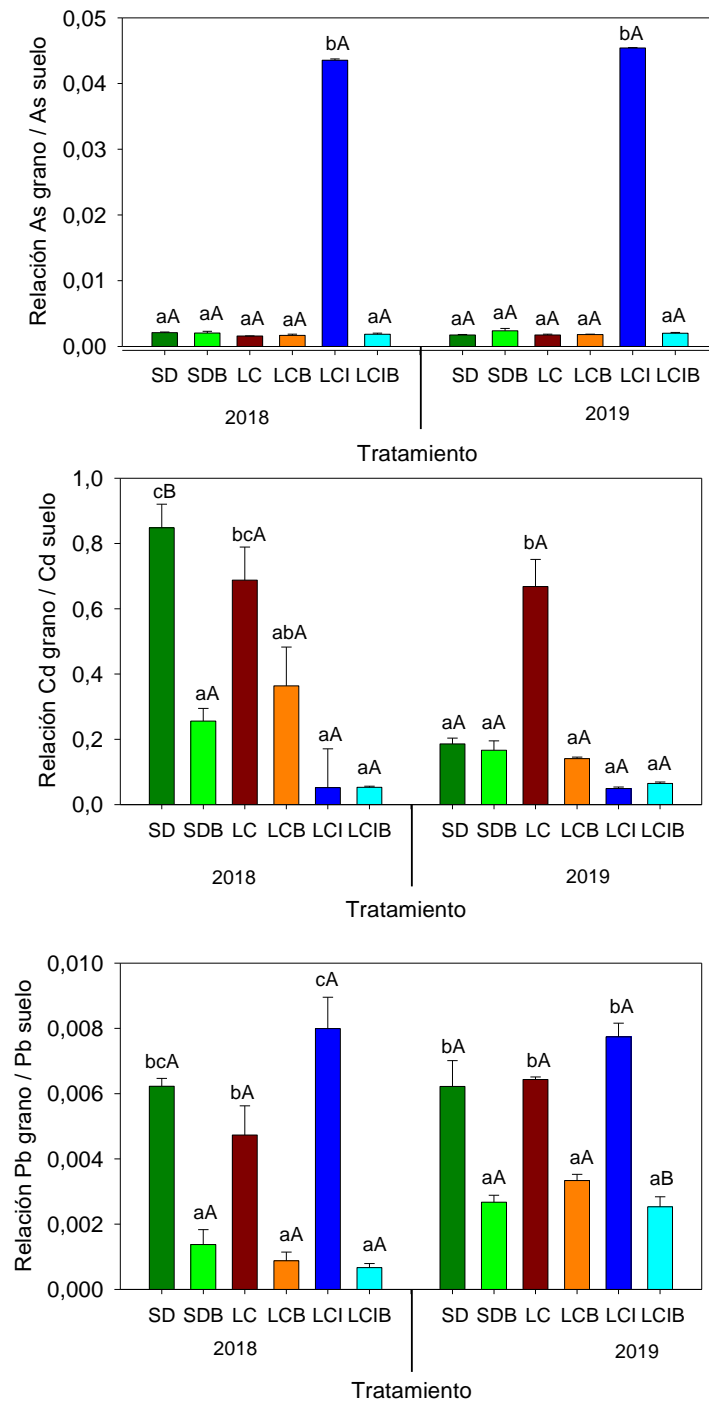
	Especiación As ( $\text{mg kg}^{-1}$ )		Concentraciones totales ( $\text{mg kg}^{-1}$ )		
	As(III)	As(V)	As	Cd	Pb
<b>2018</b>					
SD	<0.04aA	<0.05aA	<0.010aA	0.159cB	0.093bA
SDB	<0.04aA	<0.05aA	<0.010aA	0.049bA	0.024aA
LC	<0.04aA	<0.05aA	<0.010aA	0.184cA	0.096bA
LCB	<0.04aA	<0.05aA	<0.010aA	0.070bB	0.018aA
LCI	0.088bA	0.052bA	0.253bA	<0.010	0.156cA
LCIB	<0.04a	<0.05aA	<0.010aA	<0.010	0.012aA
<b>2019</b>					
SD	<0.04aA	<0.05aA	<0.010aA	0.037aA	0.124bA
SDB	<0.04aA	<0.05aA	<0.010aA	0.025aA	0.061aA
LC	<0.04aA	<0.05aA	<0.010aA	0.141bA	0.130bA
LCB	<0.04aA	<0.05aA	<0.010aA	0.027aA	0.089aB
LCI	0.114bB	0.064bA	0.274bA	<0.010	0.162bA
LCIB	<0.04aA	<0.05aA	<0.010aA	<0.010	0.044aB
<b>A</b>	5.11*	4.45NS	0.554NS	153***	23.8***
<b>T</b>	551***	15.9***	105***	97.6***	122***
<b>A x T</b>	5.11*	4.45*	0.554NS	34.9***	0.937NS

Los factores de ANOVA son A: año; T: tratamiento; A x T: interacción año x tratamiento; \*, \*\* y \*\*\* significativos a niveles de 0.05, 0.01 y 0.001, respectivamente; NS: no significativo. Letras diferentes indican diferencias significativas ( $p \leq 0.05$ ) entre tratamientos en el mismo año (letras minúsculas) y entre años dentro del mismo tratamiento (letras mayúsculas).

La aplicación de biochar tuvo un efecto muy marcado sobre la concentración de  $A_{\text{Sinorg}}$  en el arroz en los tratamientos con riego por inundación, permitiendo disminuir su concentración por debajo del límite de  $0.10 \text{ mg kg}^{-1}$  garantizando, así, el consumo seguro de este cereal y aumentando su valor comercial (Tabla 5.7). Además, el efecto de la aplicación de biochar no disminuyó después de su envejecimiento en campo. Este aspecto

## *V. Resumen de resultados y discusión*

es muy importante, y fue un punto crítico es este estudio, dado que el efecto de encalado de biochar puede tener un papel importante en la inmovilización de metales, además de su capacidad adsorbente pero puede, también, movilizar algunos elementos como el As. De hecho, a diferencia de los metales catiónicos, el As está presente en la solución del suelo en formas oxianiónicas, cuya movilidad aumenta con el incremento del pH. Este efecto no ocurrió en este estudio, evidenciando que el biochar procedente de encinas actuó como un pasivador del suelo para As, en condiciones anaeróbicas, evitando la bioacumulación, tanto en su efecto fresco como envejecido, en el grano de arroz. Este aspecto es muy evidente en la Figura 5.6, donde se presentan los factores de bioacumulación calculados para As ( $As_{\text{grano}}/As_{\text{suelo}}$ ) en todos los tratamientos. Aunque los valores más altos para los factores de bioacumulación de As se encontraron en LCI, estos disminuyeron notablemente con la aplicación biochar (tratamiento LCIB), a valores similares a los encontrados en los sistemas con riego por aspersión.



**Figura 5.6.** Efecto de diferentes sistemas de manejo sobre los factores de bioacumulación en los granos de arroz. Las barras marcadas con letras diferentes indican diferencias significativas entre los regímenes de gestión en el mismo año (letras minúsculas) y entre años dentro del mismo régimen de gestión (letras mayúsculas) ( $p < 0.05$ , prueba Tukey HSD).

Por otra parte, es importante conocer los cambios producidos en las propiedades del suelo tras la aplicación de biochar y, cómo influyen estos, en el comportamiento de los distintos elementos tóxicos. La aplicación de biochar no promovió un aumento del COH en los diferentes sistemas de manejo (a excepción del tratamiento SDB) (Tabla 5.8). Este hecho, redujo el riesgo de un incremento en la movilidad del As, al no producirse un aumento de los compuestos orgánicos solubles derivados del biochar. En este sentido y para este estudio llevado a cabo a escala de campo y con suelos no contaminados, la biodisponibilidad de As se redujo, como consecuencia de la aplicación de biochar al suelo, disminuyendo su bioacumulación en el grano de arroz en todos los sistemas de manejo. Estos resultados, son contradictorios a los reportados por Kim et al. (2018) y Wang et al. (2017), quienes observaron un aumento en la liberación de As de un suelo de arroz cultivado de forma anaeróbica, como consecuencia de la aplicación de biochar, aunque en estudios de incubación a escala de laboratorios y utilizando suelos contaminados. Además, aunque la aplicación de biochar no incrementó el COH, si provocó un aumento significativo en el contenido de COT y en SUVA<sub>254</sub> (indicador de aromaticidad), aunque en esta última especialmente en su efecto fresco y de forma no significativa (Tabla 5.8). Este hecho puede haber contribuido a un aumento de la capacidad del suelo enmendado con biochar para inmovilizar elementos potencialmente tóxicos, por sorción, evitando su bioacumulación en los granos de arroz. Este resultado, está respaldado por la existencia de una correlación significativa y negativa entre los parámetros de A<sub>Sgrano</sub> y COT y SUVA<sub>254</sub>.

**Tabla 5.8.** Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre las propiedades de los suelos (valores medios n=3).

	<b>COT</b> (g kg <sup>-1</sup> )	<b>COH</b> (mg kg <sup>-1</sup> )	<b>pH</b>	<b>SUVA<sub>254</sub></b>
<b>Año 2018</b>				
SD	9.30 aA	101 bcA	6.73 dB	1.47 bA
SDB	15.8 cA	107ca	7.10 cA	1.90 abcA
LC	10.0 bA	94.6 bcA	6.27 bA	1.75 abA
LCB	17.5 dA	81.7abA	7.09 eA	2.39 bcA
LCI	10.2 bA	63.3 aA	5.53 aA	1.86 abcA
LCIB	22.2 eA	69.5 aA	6.40 cA	2.29 cA
<b>Año 2019</b>				
SD	9.70 aA	105bA	6.46 cA	2.21 bA
SDB	17.0 dA	126cA	7.03 dA	2.26 bA
LC	10.7 cA	83.5aA	6.29 bA	2.37 bA
LCB	17.9 eA	83.0aA	7.15 dB	2.23 bA
LCI	10.1 bA	74.0aB	5.65 aB	1.35 aA
LCIB	20.4 fA	7.5aA	6.50 cB	1.76 abA
<b>A</b>	*	*	*	NS
<b>T</b>	***	***	***	**
<b>A x T</b>	***	NS	***	***

COT: Carbono orgánico total; COH: Carbono orgánico hidrosoluble; SUVA<sub>254</sub>: Absorbancia ultravioleta específica. Los factores de ANOVA son A: año; T: tratamiento; A x T: interacción año x tratamiento; \*, \*\* y \*\*\* significativos a niveles de 0.05, 0.01 y 0.001, respectivamente; NS: no significativo. Letras diferentes indican diferencias significativas ( $p \leq 0.05$ ) entre tratamientos en el mismo año (letras minúsculas) y entre años dentro del mismo tratamiento (letras mayúsculas).

En el caso del Cd, el sistema de riego por inundación, con o sin aplicación de biochar, fue el que condujo a sus menores concentraciones en el grano de arroz (Tabla 5.7). La transición al sistema de riego por aspersión condujo a un aumento no deseado de la concentración de este elemento, en consonancia con lo identificado en estudios previos (Moreno-Jiménez et al., 2014; Alvarenga et al., 2022). No obstante, los valores de Cd se mantuvieron en todos los tratamientos por debajo de la normativa europea máxima permitida para este elemento en granos de arroz, fijada en 0.20 mg kg<sup>-1</sup>. La aplicación del biochar condujo a una disminución de la concentración de Cd en el arroz en cada uno de

los tratamientos, en relación a su homólogo sin incorporación del mismo, enfatizando la importancia de este tipo de enmienda orgánica en el control de la adsorción de metales potencialmente tóxicos y su bioacumulación en cultivos sensibles. Además, el efecto beneficioso de la aplicación de biochar sobre la inmovilización de Cd en el suelo continuó tras su envejecimiento en campo. Aunque algunos autores (Bian et al., 2013; Meng et al., 2023), atribuyeron la inmovilización de Cd en suelos modificados con biochar, principalmente, a un efecto de encalado, dicho efecto no ha podido ser corroborado en este estudio, no apreciándose correlación negativa entre los valores de Cd en grano y pH edáfico. Por el contrario, y considerando la correlación negativa observada entre COT y el contenido de Cd en grano, es más plausible que en el presente trabajo la capacidad de adsorción del biochar haya tenido un papel crucial en su inmovilización. Este resultado es de gran importancia, ya que la aplicación de biochar supondría una estrategia útil para contrarrestar el aumento de la movilidad de Cd, detectado al adoptar prácticas de riego dirigidas a optimizar la eficiencia en el uso del agua.

Los resultados evidencian un comportamiento diferente en el Pb en relación con el observado en Cd, mostrando una bioacumulación menor en el grano de arroz en sistemas con riego por aspersión que en los de inundación, aunque solo con diferencias significativas en el primer año de estudio. Las concentraciones de Pb en los granos de arroz siempre estuvieron por debajo de la concentración máxima permitida en las normativas de la UE, estableciendo un límite máximo de seguridad comúnmente aceptado de  $0.2 \text{ mg kg}^{-1}$  (Comisión Europea, 2006). En todos los sistemas de manejo, la aplicación de biochar redujo, de forma significativa, la concentración de Pb en los granos de arroz en relación con los tratamientos sin enmendar. Resultados similares han sido mostrados por otros autores (Zheng et al., 2012), quienes también han enfatizado la importancia de la aplicación del biochar para inmovilizar Pb en el suelo, aunque en un estudio efectuado en invernadero y solamente con riego por inundación. La correlación negativa observada entre  $Pb_{\text{ext}}$ ,  $Pb_{\text{grano}}$  y  $Pb_{\text{grano}}/Pb_{\text{suelo}}$  y el pH del suelo indican que la inmovilización de Pb en el suelo y, en consecuencia, la disminución de su bioacumulación en el grano de arroz puede ser atribuido a un efecto de encalado. Además, también la aromaticidad del COH asociado al biochar aplicado pudo haber tenido una importante contribución, según se desprende de la correlación negativa y significativa entre  $SUVA_{254}$  y  $Pb_{\text{ext}}$ ,  $Pb_{\text{grano}}$  y



$Pb_{\text{grano}}/Pb_{\text{suelo}}$ . No obstante, en las parcelas de laboreo con aplicación de biochar (LCB y LCIB), en el segundo año del estudio, la concentración de Pb en grano aumentó, en comparación con la obtenida en el año anterior, un efecto que debe evaluarse en el futuro, debido a que puede significar que, para obtener el efecto deseado, solamente sería válido el biochar fresco siendo, por tanto, necesario repetir su aplicación con cierta periodicidad.

Por tanto, hay que señalar la dificultad de optimizar, de manera simultánea, la inmovilización de diferentes metales pesados bajo diferentes sistemas de manejo y riego. En base a los resultados obtenidos, se comprueba que la aplicación de biochar puede contribuir a la inmovilización de estos elementos tóxicos, aumentando la sostenibilidad del cultivo y potenciando la reutilización de subproductos orgánicos como materia prima para su posterior conversión en un recurso.



## **Capítulo VI. CONCLUSIONES**



## CONCLUSIONES

1. A medio plazo, el efecto residual de la aplicación de compost de alperujo como enmienda orgánica sobre el arroz cultivado tanto de forma tradicional con inundación como con aspersión, con y sin utilización de técnicas de agricultura de conservación, mejoró las propiedades físicas, físico-químicas y biológicas de los suelos.
2. La aplicación de carbón biológico, tanto en su estado fresco como envejecido, mejoró las propiedades físicas, físico-químicas y biológicas de los suelos, siendo sus efectos particularmente beneficiosos sobre la conductividad eléctrica, compactación y actividad deshidrogenasa.
3. Los mayores valores de rendimiento de arroz, independientemente de la enmienda orgánica aplicada, se encontraron bajo sistemas de laboreo convencional combinado con riegos por aspersión, mostrando la eficacia de este sistema de riego como alternativa en un cereal tradicionalmente cultivado en condiciones de inundación.
4. La implementación del riego por aspersión frente al de inundación, independientemente de la enmienda orgánica aplicada, y especialmente en sistemas con laboreo, provocó un aumento significativo en la productividad del agua, con un ahorro en su consumo del 50 %.
5. A medio plazo, la aplicación de compost de alperujo como enmienda orgánica no causó cambios destacables en los niveles de rendimiento agronómico, a excepción del incremento, aunque no significativo, observado en el segundo año en combinación con la implementación de prácticas de agricultura de conservación, sugiriendo que el uso de esta enmienda orgánica podría ser una alternativa interesante para mitigar el estrés por salinidad detectado en el arroz cultivado con siembra directa.

## *VI. Conclusiones*

6. La aplicación de biochar mejoró los rendimientos del cultivo del arroz en los sistemas con laboreo, aunque este efecto solamente fue apreciable previo al envejecimiento natural de esta enmienda.
7. Los diferentes sistemas de manejo afectaron a la calidad y seguridad alimentaria del grano de arroz. Independientemente del tipo de laboreo, la transición del sistema de riego por inundación al de aspersión disminuyó la concentración de arsénico y plomo en el grano, pero favoreció la presencia de cadmio, especialmente cuando no se implementaron prácticas de siembra directa.
8. En su efecto residual, el uso combinado de compost y riego por aspersión provocó una disminución de los valores de As en los granos de arroz. De igual forma, el riesgo de acumulación de Cd, favorecida por el riego por aspersión, pudo ser contrarrestado mediante el uso de esta enmienda orgánica.
9. La aplicación de biochar, en su estado fresco y envejecido, provocó una reducción en la bioacumulación de As en el grano de arroz bajo sistemas de inundación permanente, y de Pb también en los sistemas con riego por aspersión, independientemente del tipo de laboreo. De igual manera, el aumento de la bioacumulación de Cd derivado de la implementación del riego por aspersión fue contrarrestado por la incorporación de esta enmienda orgánica.
10. En las condiciones edafoclimáticas de nuestro estudio, el sistema de riego por inundación no garantizó un control efectivo de las malas hierbas afectando, en consecuencia, este sistema tradicional negativamente al crecimiento del arroz y, por tanto, al rendimiento.
11. A medio plazo, la aplicación de compost de alperujo no afectó a la eficacia de los herbicidas en ninguno de los sistemas de cultivo implementados.

12. La aplicación de biochar fresco incrementó la efectividad de los herbicidas en condiciones de inundación hasta niveles comparables al resto de los sistemas de manejo. Sin embargo, este efecto no se mantuvo después del envejecimiento de esta enmienda orgánica.

Los resultados de este estudio evidencian que, en condiciones mediterráneas semiáridas, la transición del método de riego por inundación al de riego por aspersión, en combinación con la aplicación de compost de alperujo o biochar procedentes de restos de poda de encina, puede ser una estrategia muy útil en términos de sostenibilidad y adaptabilidad del cultivo del arroz al cambio climático. Esta estrategia consigue aumentar la productividad del agua, sin variaciones significativas o incluso con mejoras en el rendimiento reduciendo, al mismo tiempo el riesgo de bioacumulación de metales y metaloides en granos de arroz garantizando, así, el consumo seguro y el aumento del valor comercial de este cereal.





## **BIBLIOGRAFÍA**



- Abbasi, M. K., Afsar, N., Rahim, N. 2013. Effect of wood ash and compost application on nitrogen transformations and availability in soil-plant systems. *Soil Science Society of America Journal*, 77 (2), 558–567. <https://doi.org/10.2136/SSSAJ2012.0365>.
- Abhishek, K., Shrivastava, A., Vimal, V., Gupta, A. K., Bhujbal, S. K., Biswas, J. K., Singh, L., Ghosh, P., Pandey, A., Sharma, P., Kumar, M. 2022. Biochar application for greenhouse gas mitigation, contaminants immobilization and soil fertility enhancement: A state-of-the-art review. *Science of the Total Environment*, 853, 158562. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.158562>.
- Acevedo, M. A., Castrillo, W. A., Belmonte, U. C. 2006. Origen, evolución y diversidad del arroz. *Agronomía Tropical*, 56 (2), 151–170.
- Adoukpe, J., Ahoudji, O., Sinsin, B., Adoukpe, J., Ahoudji, O., Sinsin, B. 2021. Assessment of the contribution of flooded rice cultivation systems to methane emissions in the lower ouémé valley, in Benin Republic. *Journal of Agricultural Chemistry and Environment*, 10 (3), 327–344. <https://doi.org/10.4236/JACEN.2021.103021>.
- Aguilar, M. 2010. Producción integrada del arroz en el sur de España. *Fundación Caja Rural del Sur*. Ed. Junta de Andalucía, Consejería de Agricultura y Pesca.
- Ahmad, J. U., Goni, M. A. 2010. Heavy metal contamination in water, soil, and vegetables of the industrial areas in Dhaka, Bangladesh. *Environmental Monitoring and Assessment*, 166 (1–4), 347–357. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-1006-6>.
- Alauddin, M., Rashid Sarker, M. A., Islam, Z., Tisdell, C. 2020. Adoption of alternate wetting and drying (AWD) irrigation as a water-saving technology in Bangladesh: Economic and environmental considerations. *Land Use Policy*, 91, 104430. <https://doi.org/10.1016/J.LANDUSEPOL.2019.104430>.
- Alburquerque, J. A., Calero, J. M., Barrón, V., Torrent, J., del Campillo, M. C., Gallardo, A., Villar, R. 2014. Effects of biochars produced from different feedstocks on soil properties and sunflower growth. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 177 (1), 16–25. <https://doi.org/10.1002/JPLN.201200652>.

- Albuquerque, J. A., de la Fuente, C., Bernal, M. P. 2011. Improvement of soil quality after “alperujo” compost application to two contaminated soils characterised by differing heavy metal solubility. *Journal of Environmental Management*, 92 (3), 733–741. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2010.10.018>.
- Albuquerque, J. A., González, J., García, D., Cegarra, J. 2004. Agrochemical characterisation of “alperujo”, a solid by-product of the two-phase centrifugation method for olive oil extraction. *Bioresource Technology*, 91 (2), 195–200. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(03\)00177-9](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(03)00177-9).
- Albuquerque, J. A., González, J., Tortosa, G., Baddi, G. A., Cegarra, J. 2009. Evaluation of “alperujo” composting based on organic matter degradation, humification and compost quality. *Biodegradation*, 20 (2), 257–270. <https://doi.org/10.1007/s10532-008-9218-y>.
- Ali, H., Khan, E., Ilahi, I. 2019. Environmental chemistry and ecotoxicology of hazardous heavy metals: Environmental persistence, toxicity, and bioaccumulation. In *Journal of Chemistry*, 2019, 6730305. Hindawi Limited. <https://doi.org/10.1155/2019/6730305>.
- Ali, W., Mao, K., Zhang, H., Junaid, M., Xu, N., Rasool, A., Feng, X., Yang, Z. 2020. Comprehensive review of the basic chemical behaviours, sources, processes, and endpoints of trace element contamination in paddy soil-rice systems in rice-growing countries. *Journal of Hazardous Materials*, 397, 122720. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122720>.
- Allison, L. E. 1973. Oversaturation method for preparing saturation extracts for salinity appraisal. *Soil Science*, 116 (2), 65–69. <https://doi.org/10.1097/00010694-197308000-00001>.
- Alloway, B. J. 2009. Soil factors associated with zinc deficiency in crops and humans. *Environmental Geochemistry and Health*, 31 (5), 537–548. <https://doi.org/10.1007/s10653-009-9255-4>.
- Alvarenga, P., Fernández-Rodríguez, D., Abades, D. P., Rato-Nunes, J. M., Albarrán, Á., López-Piñeiro, A. 2022. Combined use of olive mill waste compost and sprinkler irrigation to decrease the risk of As and Cd accumulation in rice grain. *Science of The*

- Total Environment, 835, 155488. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.155488>.
- Alvarenga, P., Gonçalves, A. P., Fernandes, R. M., de Varennes, A., Vallini, G., Duarte, E., Cunha-Queda, A. C. 2009. Organic residues as immobilizing agents in aided phytostabilization: (I) Effects on soil chemical characteristics. *Chemosphere*, 74 (10), 1292–1300. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2008.11.063>.
- Angladette, A. 1969. El arroz. 1ª ed. Colección Agricultura Tropical. Editorial Blume, Barcelona.
- Antar, M., Lyu, D., Nazari, M., Shah, A., Zhou, X., Smith, D. L. 2021. Biomass for a sustainable bioeconomy: An overview of world biomass production and utilization. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 139, 110691. <https://doi.org/10.1016/J.RSER.2020.110691>.
- Arshad, M., Khan, A. H. A., Hussain, I., Badar-uz-Zaman, Anees, M., Iqbal, M., Soja, G., Linde, C., Yousaf, S. 2017. The reduction of chromium (VI) phytotoxicity and phytoavailability to wheat (*Triticum aestivum* L.) using biochar and bacteria. *Applied Soil Ecology*, 114, 90–98. <https://doi.org/10.1016/J.APSOIL.2017.02.021>.
- Arunrat, N., Sreenonchai, S., Pumijumnong, N. 2018. On-farm evaluation of the potential use of greenhouse gas mitigation techniques for rice cultivation: A Case Study in Thailand. *Climate*, 6 (2), 36. <https://doi.org/10.3390/CLI6020036>.
- Ashraf, S., Ali, Q., Zahir, Z. A., Ashraf, S., Asghar, H. N. 2019. Phytoremediation: Environmentally sustainable way for reclamation of heavy metal polluted soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 174, 714–727. <https://doi.org/10.1016/J.ECOENV.2019.02.068>.
- Bajpai, A., Kaushal, A. 2020. Soil moisture distribution under trickle irrigation: A review. *Water Supply*, 20 (3), 761–772. <https://doi.org/10.2166/WS.2020.005>.
- Bajwa, A. A., Mahajan, G., Chauhan, B. S. 2014. Nonconventional weed management strategies for modern agriculture. *Weed Science*, 63 (4), 723-747. <https://doi.org/10.1614/WS-D-15-00064.1>.

- Balali-Mood, M., Naseri, K., Tahergorabi, Z., Khazdair, M. R., Sadeghi, M. 2021. Toxic mechanisms of five heavy metals: mercury, lead, chromium, cadmium, and arsenic. *Frontiers in Pharmacology*, 12, 643972. <https://doi.org/10.3389/FPHAR.2021.643972>.
- Baragaño, D., José, J. L., Forján, R. 2021. Comparison of the effectiveness of biochar vs. magnesite amendments to immobilize metals and restore a polluted soil. *Environmental Geochemistry and Health*, 43 (12), 5053–5064. <https://doi.org/10.1007/s10653-021-00981-4>.
- Baskar, A. V., Bolan, N., Hoang, S. A., Sooriyakumar, P., Kumar, M., Singh, L., Jasemizad, T., Padhye, L. P., Singh, G., Vinu, A., Sarkar, B., Kirkham, M. B., Rinklebe, J., Wang, S., Wang, H., Balasubramanian, R., Siddique, K. H. M. 2022. Recovery, regeneration and sustainable management of spent adsorbents from wastewater treatment streams: A review. *Science of the Total Environment*, 822, 153555. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.153555>.
- Bastías, J. M., Beldarrain, T. 2016. Arsenic translocation in rice cultivation and its implication for human health. *Chilean Journal of Agricultural Research*, 76 (1), 114–122. <https://doi.org/10.4067/S0718-58392016000100016>.
- Becerra-Alvarez, A., Ceseski, A. R., Al-Khatib, K. 2022. Weed control and rice response from clomazone applied at different timings in a water-seeded system. *Weed Technology*, 36 (3), 414–418. <https://doi.org/10.1017/WET.2022.34>.
- Beesley, L., Moreno-Jiménez, E., Gomez-Eyles, J. L. 2010. Effects of biochar and greenwaste compost amendments on mobility, bioavailability and toxicity of inorganic and organic contaminants in a multi-element polluted soil. *Environmental Pollution*, 158 (6), 2282–2287. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2010.02.003>.
- Bhunia, P. 2017. Environmental toxicants and hazardous contaminants: recent advances in technologies for sustainable development. *Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste*, 21 (4), 02017001. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HZ.2153-5515.0000366](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HZ.2153-5515.0000366).

- Bhushan, L., Ladha, J. K., Gupta, R. K., Singh, S., Tirol-Padre, A., Saharawat, Y. S., Gathala, M., Pathak, H. 2007. Saving of water and labor in a rice-wheat system with no-tillage and direct seeding technologies. *Agronomy Journal*, 99 (5), 1288–1296. <https://doi.org/10.2134/AGRONJ2006.0227>.
- Bian, R., Chen, D., Liu, X., Cui, L., Li, L., Pan, G., Xie, D., Zheng, J., Zhang, X., Zheng, J., Chang, A. 2013. Biochar soil amendment as a solution to prevent Cd-tainted rice from China: Results from a cross-site field experiment. *Ecological Engineering*, 58, 378–383. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2013.07.031>.
- Bian, R., Joseph, S., Cui, L., Pan, G., Li, L., Liu, X., Zhang, A., Rutledge, H., Wong, S., Chia, C., Marjo, C., Gong, B., Munroe, P., Donne, S. 2014. A three-year experiment confirms continuous immobilization of cadmium and lead in contaminated paddy field with biochar amendment. *Journal of Hazardous Materials*, 272, 121–128. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2014.03.017>.
- Bogunovic, I., Pereira, P., Kistic, I., Sajko, K., Sraka, M. 2018. Tillage management impacts on soil compaction, erosion and crop yield in Stagnosols (Croatia). *Catena*, 160, 376–384. <https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2017.10.009>.
- Bouman, B. A. M., Lampayan, R. M., Tuong, T. P. 2007. Water management in irrigated rice: coping with water scarcity. International Rice Institute (IRRI).
- Bradford, J. M. 1986. Penetrability. *Methods of soil analysis, part 1: physical and mineralogical methods*, 2nd ed.; Klute, A., Ed. American society of agronomy (pp. 463-478). Soil Science Society of America.
- Bremner, J.M., Mulvaney, C.S. 1982. Nitrogen-total. *Methods of soil analysis Special Publication 9* (pp. 595-624) Soil Science Society of America.
- Brozović, B., Jug, I., Jug, D., Stipešević, B., Ravlić, M., Đurđević, B. 2021. Biochar and fertilization effects on weed incidence in winter wheat. *Agronomy*, 11 (10), 2028. <https://doi.org/10.3390/agronomy11102028>.

- Buha, A., Jugdaohsingh, R., Matovic, V., Bulat, Z., Antonijevic, B., Kerns, J. G., Goodship, A., Hart, A., Powell, J. J. 2019. Bone mineral health is sensitively related to environmental cadmium exposure- experimental and human data. *Environmental Research*, 176, 108539. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108539>.
- Bwire, D., Saito, H., Mugisha, M., Nabunya, V. 2022. Water productivity and harvest index response of paddy rice with alternate wetting and drying practice for adaptation to climate change. *Water*, 14 (21), 3368. <https://doi.org/10.3390/W14213368>.
- Cadar, O., Miclean, M., Cadar, S., Tanaselia, C., Senila, L., Senila, M. 2015. Assessment of heavy metals in cows milk in rodnei mountains area, Romania. *Environmental Engineering and Management*, 14 (11), 2523-2528. <https://doi.org/10.30638/eemj.2015.269>.
- Carrijo, D. R., LaHue, G. T., Parikh, S. J., Chaney, R. L., Linquist, B. A. 2022. Mitigating the accumulation of arsenic and cadmium in rice grain: A quantitative review of the role of water management. *Science of the Total Environment*, 839, 156245. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156245>.
- Carrijo, D. R., Lundy, M. E., Linquist, B. A. 2017. Rice yields and water use under alternate wetting and drying irrigation: A meta-analysis. *Field Crops Research*, 203, 173–180. <https://doi.org/10.1016/J.FCR.2016.12.002>.
- Cegarra, J., Paredes, C. 2008. Residuos agroindustriales. En: Moreno, J. y Moral, R. (Eds.). *Compostaje* (pp. 519-551). Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- Chakraborty, D., Ladha, J. K., Rana, D. S., Jat, M. L., Gathala, M. K., Yadav, S., Rao, A. N., Ramesha, M. S., Raman, A. 2017. A global analysis of alternative tillage and crop establishment practices for economically and environmentally efficient rice production. *Scientific Reports*, 7 (1), 1–11. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-09742-9>.
- Chamara, B. S., Marambe, B., Kumar, V., Ismail, A. M., Septiningsih, E. M., Chauhan, B. S. 2018. Optimizing sowing and flooding depth for anaerobic germination-tolerant genotypes to enhance crop establishment, early growth, and weed management in dry-seeded rice (*Oryza sativa* L.). *Frontiers in Plant Science*, 9, 1654.



<https://doi.org/10.3389/FPLS.2018.01654>.

Champness, M., Ballester, C., Hornbuckle, J. 2023. Effect of soil moisture deficit on aerobic rice in temperate Australia. *Agronomy*, 13 (1), 168. <https://doi.org/10.3390/AGRONOMY13010168>.

Chang, R., Sohi, S. P., Jing, F., Liu, Y., Chen, J. 2019. A comparative study on biochar properties and Cd adsorption behavior under effects of ageing processes of leaching, acidification and oxidation. *Environmental Pollution*, 254, 113123. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2019.113123>.

Charkiewicz, A. E., Backstrand, J. R. 2020. Lead toxicity and pollution in Poland. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17 (12), 4385. <https://doi.org/10.3390/IJERPH17124385>.

Chauhan, B. S., Johnson, D. E. 2011. Row spacing and weed control timing affect yield of aerobic rice. *Field Crops Research*, 121 (2), 226–231. <https://doi.org/10.1016/J.FCR.2010.12.008>.

Chen, D., Liu, X., Bian, R., Cheng, K., Zhang, X., Zheng, J., Joseph, S., Crowley, D., Pan, G., Li, L. 2018. Effects of biochar on availability and plant uptake of heavy metals – A meta-analysis. *Journal of Environmental Management*, 222, 76–85. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2018.05.004>.

Chen, H., Tang, Z., Wang, P., Zhao, F. J. 2018. Geographical variations of cadmium and arsenic concentrations and arsenic speciation in Chinese rice. *Environmental Pollution*, 238, 482–490. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2018.03.048>.

Chen, M., Xu, P., Zeng, G., Yang, C., Huang, D., Zhang, J. 2015. Bioremediation of soils contaminated with polycyclic aromatic hydrocarbons, petroleum, pesticides, chlorophenols and heavy metals by composting: Applications, microbes and future research needs. *Biotechnology Advances*, 33 (6), 745–755. <https://doi.org/10.1016/J.BIOTECHADV.2015.05.003>.

- Chen, S., Qi, G., Ma, G., Zhao, X. 2020. Biochar amendment controlled bacterial wilt through changing soil chemical properties and microbial community. *Microbiological Research*, 231, 126373. <https://doi.org/10.1016/J.MICRES.2019.126373>.
- Chen, X., Yang, S., Ding, J., Jiang, Z., Sun, X. 2021. Effects of biochar addition on rice growth and yield under water-saving irrigation. *Water*, 13 (2), 209. <https://doi.org/10.3390/w13020209>.
- Chojnacka, K., Gorazda, K., Witek-Krowiak, A., Moustakas, K. 2019. Recovery of fertilizer nutrients from materials - Contradictions, mistakes and future trends. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 110, 485–498. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.04.063>.
- Coast, O., Ellis, R. H., Murdoch, A. J., Quiñones, C., Jagadish, K. S. V. 2015. High night temperature induces contrasting responses for spikelet fertility, spikelet tissue temperature, flowering characteristics and grain quality in rice. *Functional Plant Biology*, 42 (2), 149–161. <https://doi.org/10.1071/FP14104>.
- COM. 2017. Report from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. On the Implementation of the Circular Economy Action Plan. 33 end; European Commission: Brussels, Belgium.
- Cortés-Gómez, A. A., Romero, D., Santos, J., Rivera-Hernández, J. R., Girondot, M. 2021. Inorganic elements in live vs dead nesting olive ridley marine turtles in the Mexican Pacific: Introducing a new statistical methodology in ecotoxicology. *Science of the Total Environment*, 761, 143249. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.143249>.
- Cross, A., Sohi, S. P. 2013. A method for screening the relative long-term stability of biochar. *GCB Bioenergy*, 5 (2), 215–220. <https://doi.org/10.1111/GCBB.12035>.
- Cui, Y. feng, Meng, J., Wang, Q. xiang., Zhang, W. ming., Cheng, X. yi., Chen, W. fu. 2017. Effects of straw and biochar addition on soil nitrogen, carbon, and super rice yield in cold waterlogged paddy soils of North China. *Journal of Integrative Agriculture*, 16 (5), 1064–1074. [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(16\)61578-2](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(16)61578-2).

- da Silva, J. T., Paniz, F. P., Sanchez, F. e. S., Pedron, T., Torres, D. P., da Rocha Concenço, F. I. G., Barbat Parfitt, J. M., Batista, B. L. 2020. Selected soil water tensions at phenological phases and mineral content of trace elements in rice grains – mitigating arsenic by water management. *Agricultural Water Management*, 228, 105884. <https://doi.org/10.1016/J.AGWAT.2019.105884>.
- de Barreda, D. G., Pardo, G., Osa, J. M., Catala-Forner, M., Consola, S., Garnica, I., López-Martínez, N., Palmerín, J. A., Osuna, M. D. 2021. An overview of rice cultivation in Spain and the management of herbicide-resistant weeds. *Agronomy*, 11 (6), 1095. <https://doi.org/10.3390/AGRONOMY11061095>.
- de Brogniez, D., Ballabio, C., Stevens, A., Jones, R. J. A., Montanarella, L., Van Wesemael, B. 2015. A map of the topsoil organic carbon content of Europe generated by a generalized additive model. *European Journal of Soil Science*, 66 (1), 121–134. <https://doi.org/10.1111/EJSS.12193>.
- Deng, X., Chen, Y., Yang, Y., Peng, L., Si, L., Zeng, Q., 2021. The implications of planting mode on cadmium uptake and remobilization in rice: field experiments across growth stages. *Frontiers of Environmental Science and Engineering* 15 (6), 137. <https://doi.org/10.1007/s11783-021-1431-5>.
- de la Rosa, J. M., Santa-olalla, A., Campos, P., López-núñez, R., González-pérez, J. A., Almendros, G., Knicker, H. E., Sánchez-martín, Á., Fernández-boy, E. 2022. Impact of biochar amendment on soil properties and organic matter composition in trace element-contaminated soil. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19 (4), 2140. <https://doi.org/10.3390/ijerph19042140>.
- de Sosa, L. L., Benítez, E., Girón, I., Madejón, E. 2021. Agro-industrial and urban compost as an alternative of inorganic fertilizers in traditional rainfed olive grove under Mediterranean conditions. *Agronomy*, 11 (6), 1223. <https://doi.org/10.3390/agronomy11061223>.
- Degiovanni Beltramo, V. M., Berrío Orozco, L. E., Charry Mercado, R. E. 2010. Origen, taxonomía, anatomía y morfología de la planta de arroz (*Oryza sativa* L.). En: Degiovanni

## *Bibliografía*

- Beltramo, V. M.; Martínez Racines, C. P.; Motta O, F (eds.). Producción eco-eficiente del arroz en América Latina (pp. 35-59). Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT).
- Delgado-Londoño, D. M. 2017. Aplicación de enmiendas orgánicas para la recuperación de propiedades físicas del suelo asociadas a la erosión hídrica. *Lámpsakos*, 1 (17), 77. <https://doi.org/10.21501/21454086.1907>.
- Denardin, L. G. de O., Carmona, F. de C., Veloso, M. G., Martins, A. P., Freitas, T. F. S. de, Carlos, F. S., Marcolin, É., Camargo, F. A. de O., Anghinoni, I. 2019. No-tillage increases irrigated rice yield through soil quality improvement along time. *Soil and Tillage Research*, 186, 64–69. <https://doi.org/10.1016/J.STILL.2018.10.006>.
- Devasinghe, D. A. U. D., Premarathne, K. P., Sangakkara, U. R. 2011. Weed management by rice straw mulching in direct seeded lowland rice (*Oryza sativa* L.). *Tropical Agricultural Research*, 22 (3), 263–272.
- Diao, Y., Zhou, L., Ji, M., Wang, X., Dan, Y., Sang, W. 2022. Immobilization of Cd and Pb in soil facilitated by magnetic biochar: Metal speciation and microbial community evolution. *Environmental Science and Pollution Research*, 29 (47), 71871–71881. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-20750-9>.
- Dong, X., Li, G., Lin, Q., Zhao, X. 2017. Quantity and quality changes of biochar aged for 5 years in soil under field conditions. *Catena*, 159, 136–143. <https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2017.08.008>.
- EBC, 2012. European Biochar Certificate. Guidelines for a Sustainable Production of Biochar. European Biochar Foundation (EBF): Arbaz, Switzerland. Accesible online: [http://www.ithaka-journal.net/certificate/guidelines-bc-certificate\\_v4\\_23032012\\_en.pdf](http://www.ithaka-journal.net/certificate/guidelines-bc-certificate_v4_23032012_en.pdf) (Version 6.1 ).
- EBC, 2022. European Biochar Certificate – Guidelines for a Sustainable Production of Biochar. Carbon Standards International (CSI), Frick, Switzerland. Accesible online <http://european-biochar.org> (Version 10.2 8/12/2022).

- European Commission, 2006. Commission Regulation (EC) 1881/2006, of 19 December 2006, setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. Off. J. Eur. Union L 364/5 20.12.2006.
- European Commission, 2015. Amending regulation (EC) 1881/2006, as regards maximum levels of inorganic arsenic in foodstuffs. Off. J. Eur. Union L (161/14 - L 161/16) 26.6.2015.
- Fangueiro, D., Becerra, D., Albarrán, Á., Peña, D., Sanchez-Llerena, J., Rato-Nunes, J. M., López-Piñeiro, A. 2017. Effect of tillage and water management on GHG emissions from Mediterranean rice growing ecosystems. *Atmospheric Environment*, 150, 303–312. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2016.11.020>.
- FAO, 2006. Guidelines for soil description. Food and Agriculture Organization of the United Nations. [ftp://ftp.fao.org/agl/agll/docs/guidel\\_soil\\_descr.pdf](http://ftp.fao.org/agl/agll/docs/guidel_soil_descr.pdf). (Último acceso 15/12/2022).
- FAO, 2021. Basic principles of conservation agriculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations. <http://www.fao.org/ag/ca/1a.html>. (Último acceso 25.01.2023).
- FAOSTAT. 2022. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Statistical Database. <https://www.fao.org/faostat/en/#data/QCL> (último acceso 24.04.2023).
- Farooq, M., Siddique, K. H. M., Rehman, H., Aziz, T., Lee, D. J., Wahid, A. 2011. Rice direct seeding: Experiences, challenges and opportunities. *Soil and Tillage Research*, 111 (2), 87–98. <https://doi.org/10.1016/J.STILL.2010.10.008>
- Ferrero, A., Vidotto, F. 2004. Challenges and Opportunities for Sustainable Rice-based production Systems, Edizioni Mercurio.
- Flora, S. J. S. 2015. Arsenic: chemistry, occurrence, and exposure. En: Flora, S.J.S (Ed). *Handbook of Arsenic Toxicology* (pp. 1–49). Academic press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-418688-0.00001-0>.
- Fontes, F. P. 2020. Soil and water conservation technology adoption and labour allocation: Evidence from Ethiopia. *World Development*, 127, 104754.

<https://doi.org/10.1016/J.WORLDDEV.2019.104754>.

- Franco-Uría, A., López-Mateo, C., Roca, E., Fernández-Marcos, M. L. 2009. Source identification of heavy metals in pastureland by multivariate analysis in NW Spain. *Journal of Hazardous Materials*, 165 (1–3), 1008–1015. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.10.118>.
- Gan, Y., Huang, X., Li, S., Liu, N., Li, Y. C., Freidenreich, A., Wang, W., Wang, R., Dai, J. 2019. Source quantification and potential risk of mercury, cadmium, arsenic, lead, and chromium in farmland soils of Yellow River Delta. *Journal of Cleaner Production*, 221, 98–107. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2019.02.157>.
- García, C., Hernández, T., Costa, C., Ceccanti, B., Masciandaro, G., Ciardi, C. 1993. A study of biochemical parameters of composted and fresh municipal wastes. *Bioresource Technology*, 44 (1), 17–23. [https://doi.org/10.1016/0960-8524\(93\)90202-M](https://doi.org/10.1016/0960-8524(93)90202-M).
- Genchi, G., Sinicropi, M. S., Lauria, G., Carocci, A., Catalano, A. 2020. The effects of cadmium toxicity. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17 (11), 3782. <https://doi.org/10.3390/IJERPH17113782>.
- Genesio, L., Miglietta, F., Lugato, E., Baronti, S., Pieri, M., Vaccari, F. P. 2012. Surface albedo following biochar application in durum wheat. *Environmental Research Letters*, 7 (1), 014025. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/1/014025>.
- Glaser, B., Lehmann, J., Zech, W. 2002. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal - A review. *Biology and Fertility of Soils*, 35 (4), 219–230. <https://doi.org/10.1007/S00374-002-0466-4>.
- Gómez, S., Fernández, D., Peña, D., Albarrán, Á., López-Piñeiro, A. 2019. Behaviour of bispyribac-sodium in aerobic and anaerobic rice-growing conditions with and without olive-mill waste amendment. *Soil and Tillage Research*, 194, 104333. <https://doi.org/10.1016/J.STILL.2019.104333>.
- Gómez, S., Fernández-Rodríguez, D., Peña, D., Albarrán, Á., Rozas, M. Á., López-Piñeiro, A. 2020. Olive mill sludge may reduce water contamination by 4-chloro-2-

- methylphenoxyacetic acid (MCPA) in non-flooding but enhance it in flooding rice cropping agroecosystems. *Science of the Total Environment*, 707, 136000. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2019.136000>.
- González-Sánchez, E. J., Ordóñez-Fernández, R., Carbonell-Bojollo, R., Veroz-González, O., Gil-Ribes, J. A. 2012. Meta-analysis on atmospheric carbon capture in Spain through the use of conservation agriculture. *Soil and Tillage Research*, 122, 52–60. <https://doi.org/10.1016/j.still.2012.03.001>.
- Gonzalez-Sanchez, E. J., Veroz-Gonzalez, O., Conway, G., Moreno-Garcia, M., Kassam, A., Mkomwa, S., Ordoñez-Fernandez, R., Triviño-Tarradas, P., Carbonell-Bojollo, R. 2019. Meta-analysis on carbon sequestration through Conservation Agriculture in Africa. *Soil and Tillage Research*, 190, 22–30. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.02.020>.
- Graber, E. R., Tsechansky, L., Gerstl, Z., Lew, B. 2012. High surface area biochar negatively impacts herbicide efficacy. *Plant and Soil*, 353 (1–2), 95–106. <https://doi.org/10.1007/s11104-011-1012-7>.
- Gu, D., Zhen, F., Hannaway, D. B., Zhu, Y., Liu, L., Cao, W., Tang, L. 2017. Quantitative classification of rice (*Oryza sativa* L.) root length and diameter using image analysis. *Plos one*, 12 (1). <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0169968>.
- Gu, J. F., Zhou, H., Tang, H. L., Yang, W. T, Zeng, M., Liu, Z.M, Peng, P. Q, Liao, B. H. 2019. Cadmium and arsenic accumulation during the rice growth period under in situ remediation. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 171, 451–459. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.01.003>.
- Gu, Q., Yang, Z., Yu, T., Yang, Q., Hou, Q., Zhang, Q. 2018. From soil to rice – a typical study of transfer and bioaccumulation of heavy metals in China. *Soil and Plant Science*, 68 (7), 631–642. <https://doi.org/10.1080/09064710.2018.1455218>.
- Gul, S., Whalen, J. K., Thomas, B. W., Sachdeva, V., Deng, H. 2015. Physico-chemical properties and microbial responses in biochar-amended soils: Mechanisms and future directions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 206, 46–59. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2015.03.015>.

- Gusmaroli, L., Buttiglieri, G., Petrovic, M. 2019. The EU watch list compounds in the Ebro delta region: Assessment of sources, river transport, and seasonal variations. *Environmental Pollution*, 253, 606–615. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2019.07.052>
- Han, Y. S., Park, J. H., Ahn, J. S. 2021. Aging effects on fractionation and speciation of redox-sensitive metals in artificially contaminated soil. *Chemosphere*, 263, 127931. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2020.127931>.
- Hannet, G., Singh, K., Fidelis, C., Farrar, M. B., Muqaddas, B., Bai, S. H. 2021. Effects of biochar, compost, and biochar-compost on soil total nitrogen and available phosphorus concentrations in a corn field in Papua New Guinea. *Environmental Science and Pollution Research*, 28 (21), 27411–27419. <https://doi.org/10.1007/S11356-021-12477-W>.
- Haque, A. N. A., Uddin, M. K., Sulaiman, M. F., Amin, A. M., Hossain, M., Solaiman, Z. M., Mosharrof, M. 2021. Biochar with alternate wetting and drying irrigation: A potential technique for paddy soil management. *Agriculture*, 11 (4), 367. <https://doi.org/10.3390/agriculture11040367>.
- Hasan, G. M. M. A., Das, A. K., Satter, M. A. 2022. Accumulation of heavy metals in rice (*oryza sativa*. l) grains cultivated in three major industrial areas of Bangladesh. *Journal of Environmental and Public Health*, 1836597. <https://doi.org/10.1155/2022/1836597>.
- He, L. L., Huang, D. Y., Zhang, Q., Zhu, H. H., Xu, C., Li, B., Zhu, Q. H. 2021. Meta-analysis of the effects of liming on soil pH and cadmium accumulation in crops. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 223, 112621. <https://doi.org/10.1016/J.ECOENV.2021.112621>.
- He, L., Zhong, H., Liu, G., Dai, Z., Brookes, P. C., Xu, J. 2019. Remediation of heavy metal contaminated soils by biochar: Mechanisms, potential risks and applications in China. *Environmental Pollution*, 252, 846–855. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.05.151>.
- He, M., Xu, Z., Sun, Y., Chan, P. S., Lui, I., Tsang, D. C. W. 2021. Critical impacts of pyrolysis conditions and activation methods on application-oriented production of wood waste-derived biochar. *Bioresource Technology*, 341, 125811. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2021.125811>.



- Helmi, H., Zakaria, S., Efendi, Munawar, A. A., Aulia, R. 2021. Effect of irrigation methods and testing some rice cultivars against growth, root development and yield on rainfed Ultisols of Aceh Besar. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 922, 012044. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/922/1/012044>.
- Herath, I., Lin, C., Bundschuh, J. 2023. Arsenic dynamics in paddy rice ecosystems and human exposure. En: Niazi, N. K., Bibi, I., Aftab, T (Eds). *Global Arsenic hazard* (pp. 99-127). *Environmental Science and Engineering*. [https://doi.org/10.1007/978-3-031-16360-9\\_6](https://doi.org/10.1007/978-3-031-16360-9_6).
- Hirose, K. 2006. Chemical speciation of trace metals in seawater: a review. *Analytical Sciences*, 22, 1055-1063. <https://doi.org/https://doi.org/10.2116/analsci.22.1055>.
- Hojsak, I., Braegger, C., Bronsky, J., Campoy, C., Colomb, V., Decsi, T., Domellöf, M., Fewtrell, M., Mis, N. F., Mihatsch, W., Molgaard, C., Van Goudoever, J. 2015. Arsenic in rice: A cause for concern. *Journal of Pediatric Gastroenterology and Nutrition*, 60 (1), 142–145. <https://doi.org/10.1097/MPG.0000000000000502>.
- Honma, T., Ohba, H., Kaneko-Kadokura, A., Makino, T., Nakamura, K., Katou, H. 2016. Optimal soil eh, ph, and water management for simultaneously minimizing arsenic and cadmium concentrations in rice grains. *Environmental Science and Technology*, 50 (8), 4178–4185. Doi: 10.1021/acs.est.5b05424.
- Hossain, M. M., Begum, M., Hashem, A., Rahman, M. M., Haque, M. E., Bell, R. W. 2021. Continuous practice of conservation agriculture for 3–5 years in intensive rice-based cropping patterns reduces soil weed seedbank. *Agriculture*, 11 (9), 895. <https://doi.org/10.3390/AGRICULTURE11090895>.
- Hossain, M., Mestrot, A., Norton, G. J., Deacon, C., Islam, M. R., Meharg, A. A. 2021. Arsenic dynamics in paddy soil under traditional manuring practices in Bangladesh. *Environmental Pollution*, 268, 115821. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115821>.
- Hu, Y., Cheng, H., Tao, S. 2016. The challenges and solutions for cadmium-contaminated rice in China: A critical review. *Environment International*, 92–93, 515–532. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.04.042>.

- Hua, S., Gong, J. L., Zeng, G. M., Yao, F. B., Guo, M., Ou, X. M. 2017. Remediation of organochlorine pesticides contaminated lake sediment using activated carbon and carbon nanotubes. *Chemosphere*, 177, 65–76.  
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.133>.
- Huang, B. Y., Zhao, F. J., Wang, P. 2022. The relative contributions of root uptake and remobilization to the loading of Cd and As into rice grains: Implications in simultaneously controlling grain Cd and As accumulation using a segmented water management strategy. *Environmental Pollution*, 293, 118497. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2021.118497>.
- Huang, H., Chen, H. P., Kopittke, P. M., Kretzschmar, R., Zhao, F. J., Wang, P. 2021. The voltaic effect as a novel mechanism controlling the remobilization of cadmium in paddy soils during drainage. *Environmental Science and Technology*, 55 (3), 1750–1758.  
<https://doi.org/10.1021/ACS.EST.0C06561>.
- Huang, L., Liu, Y., Ferreira, J. F. S., Wang, M., Na, J., Huang, J., Liang, Z. 2022. Long-term combined effects of tillage and rice cultivation with phosphogypsum or farmyard manure on the concentration of salts, minerals, and heavy metals of saline-sodic paddy fields in Northeast China. *Soil and Tillage Research*, 215, 105222.  
<https://doi.org/10.1016/J.STILL.2021.105222>.
- Huang, Y., Ren, W., Wang, L., Hui, D., Grove, J. H., Yang, X., Tao, B., Goff, B. 2018. Greenhouse gas emissions and crop yield in no-tillage systems: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 268, 144–153.  
<https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2018.09.002>.
- Hussain, S., Hussain, S., Guo, R., Sarwar, M., Ren, X., Krstic, D., Aslam, Z., Zulifqar, U., Rauf, A., Hano, C., El-esawi, M. A. 2021. Carbon sequestration to avoid soil degradation: a review on the role of conservation tillage. *Plants*, 10 (10), 2001.  
<https://doi.org/10.3390/PLANTS10102001>.
- Hussain, S., Peng, S., Fahad, S., Khaliq, A., Huang, J., Cui, K., Nie, L. 2015. Rice management interventions to mitigate greenhouse gas emissions: A review. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (5), 3342–3360. <https://doi.org/10.1007/S11356-014-3760-4>.

- Ibarrola, R., Shackley, S., Hammond, J. 2012. Pyrolysis biochar systems for recovering biodegradable materials: A life cycle carbon assessment. *Waste Management*, 32 (5), 859–868. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2011.10.005>.
- IBI. 2015. Standardized product definition and product testing guidelines for biochar that is used in soil (aka IBI Biochar Standards). <http://www.biochar-international.org/characterizationstandard>. (Último acceso 16/03/2023).
- Igalavithana, A. D., Kwon, E. E., Vithanage, M., Rinklebe, J., Moon, D. H., Meers, E., Tsang, D. C. W., Ok, Y. S. 2019. Soil lead immobilization by biochars in short-term laboratory incubation studies. *Environment International*, 127, 190–198. <https://doi.org/10.1016/J.ENVINT.2019.03.031>.
- Igalavithana, A. D., Lee, S. E., Lee, Y. H., Tsang, D. C. W., Rinklebe, J., Kwon, E. E., Ok, Y. S. 2017. Heavy metal immobilization and microbial community abundance by vegetable waste and pine cone biochar of agricultural soils. *Chemosphere*, 174, 593–603. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2017.01.148>.
- IPCC. Cambio Climático. 2022. Impactos, Adaptación y Vulnerabilidad, Contributi ; Pörtner, H.-O., Roberts, DC, Tignor, M., Poloczanska, ES, Mintenbeck, K., Alegría, A., Craig, M., Langsdorf, S., Lösschke, S., Möller, V. , y col., (Eds). (pp. 3-33). Prensa de la Universidad de Cambridge: Cambridge, Reino Unido; Nueva York, NY. <https://doi:10.1017/9781009325844.001>.
- IRRI (International Rice Research Institute), 2013. Does Rice really use too much water? Rice Knowledge Bank. <http://irri.org/blogs/bas-bouman-s-blog-global-rice-science-partnership/does-rice-really-use-too-much-water>. (Último acceso 20.01.2023).
- Ishfaq, M., Akbar, N., Anjum, S.A., Anwar-Ijl-Haq, M. 2020. Growth, yield and water productivity of dry direct seeded rice and transplanted aromatic rice under different irrigation management regimes. *Journal of Integrative Agriculture* 19 (11), 2656–2673. [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(19\)62876-5](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(19)62876-5).
- Ishfaq, M., Akbar, N., Khan, I., Anjum, S. A., Zulfiqar, U., Ahmad, M., Ahmad, M., Chattha, M. U. 2018. Optimizing row spacing for direct seeded aerobic rice under dry and moist

- fields. *Pakistan Journal of Agricultural Research*, 31 (4), 291-299. <https://doi.org/10.17582/JOURNAL.PJAR/2018/31.4.291.299>.
- Ishfaq, M., Akbar, N., Zulfiqar, U., Ali, N., Ahmad, M., Anjum, S. A., Farooq, M. 2021. Influence of water management techniques on milling recovery, grain quality and mercury uptake in different rice production systems. *Agricultural Water Management*, 243, 106500. <https://doi.org/10.1016/J.AGWAT.2020.106500>.
- Ishfaq, M., Akbar, N., Zulfiqar, U., Ali, N., Shah, F., Anjum, S. A., Farooq, M. 2022. Economic assessment of water-saving irrigation management techniques and continuous flooded irrigation in different rice production systems. *Paddy and Water Environment*, 20 (1), 37–50. <https://doi.org/10.1007/S10333-021-00871-6>.
- Ishfaq, M., Farooq, M., Zulfiqar, U., Hussain, S., Akbar, N., Nawaz, A., Anjum, S. A. 2020. Alternate wetting and drying: A water-saving and ecofriendly rice production system. *Agricultural Water Management*, 241, 106363. <https://doi.org/10.1016/J.AGWAT.2020.106363>.
- Islam, M. S., Chen, Y., Weng, L., Ma, J., Khan, Z. H., Liao, Z., Magid, A. S. I. A., Li, Y. 2021a. Watering techniques and zero-valent iron biochar pH effects on As and Cd concentrations in rice rhizosphere soils, tissues and yield. *Journal of Environmental Sciences*, 100, 144–157. <https://doi.org/10.1016/J.JES.2020.07.002>.
- Islam, M. S., Khan, M. H. R., Hossain, M. S. 2020a. Effects of different levels of soil moisture and indigenous organic amendments on the yield of boro rice grown under field condition. *Dhaka University Journal of Biological Sciences*, 29 (1), 87–96. <https://doi.org/10.3329/DUJBS.V29I1.46534>.
- Islam, M. S., Magid, A. S. I. A., Chen, Y., Weng, L., Ma, J., Arafat, M. Y., Khan, Z. H., Li, Y. 2021b. Effect of calcium and iron-enriched biochar on arsenic and cadmium accumulation from soil to rice paddy tissues. *Science of the Total Environment*, 785, 147163. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2021.147163>.
- Islam, S. F. ul, de Neergaard, A., Sander, B. O., Jensen, L. S., Wassmann, R., van Groenigen, J. W. 2020b. Reducing greenhouse gas emissions and grain arsenic and lead levels

- without compromising yield in organically produced rice. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 295, 106922. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2020.106922>.
- Islam, S. M. M., Gaihre, Y. K., Islam, M. R., Akter, M., Al Mahmud, A., Singh, U., Sander, B. O. 2020c. Effects of water management on greenhouse gas emissions from farmers' rice fields in Bangladesh. *The Science of the Total Environment*, 734. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.139382>.
- Jallad, K. N. 2015. Heavy metal exposure from ingesting rice and its related potential hazardous health risks to humans. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (20), 15449–15458. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4753-7>.
- Jat, H. S., Choudhary, M., Datta, A., Yadav, A. K., Meena, M. D., Devi, R., Gathala, M. K., Jat, M. L., McDonald, A., Sharma, P. C. 2020. Temporal changes in soil microbial properties and nutrient dynamics under climate smart agriculture practices. *Soil and Tillage Research*, 199, 104595. <https://doi.org/10.1016/J.STILL.2020.104595>.
- Jeffery, S., Verheijen, F. G. A., van der Velde, M., Bastos, A. C. 2011. A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 144 (1), 175–187. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2011.08.015>.
- Jien, S. H., Wang, C. S. 2013. Effects of biochar on soil properties and erosion potential in a highly weathered soil. *Catena*, 110, 225–233. <https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2013.06.021>.
- Kandeler, E., Gerber, H. 1988. Short-term assay of soil urease activity using colorimetric determination of ammonium. *Biology and Fertility of Soils*, 6 (1), 68–72. <https://doi.org/10.1007/BF00257924>.
- Kang, M. W., Yibeltal, M., Kim, Y. H., Oh, S. J., Lee, J. C., Kwon, E. E., Lee, S. S. 2022. Enhancement of soil physical properties and soil water retention with biochar-based soil amendments. *Science of the Total Environment*, 836, 155746. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.155746>.

- Karim, A. A., Kumar, M., Singh, E., Kumar, A., Kumar, S., Ray, A., Dhal, N. K. 2022. Enrichment of primary macronutrients in biochar for sustainable agriculture: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 52 (9), 1449–1490. <https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1859271>.
- Kassam, A., Friedrich, T., Derpsch, R. 2019. Global spread of conservation agriculture. *International Journal of Environmental Studies*, 76 (1), 29–51. <https://doi.org/10.1080/00207233.2018.1494927>.
- Kato, Y., Katsura, K. 2014. Rice adaptation to aerobic soils: physiological considerations and implications for agronomy. *Plant Production Science* 17(1), 1–12. <https://doi.org/10.1626/PPS.17.1>.
- Khalid, S., Shahid, M., Niazi, N. K., Murtaza, B., Bibi, I., Dumat, C. 2017. A comparison of technologies for remediation of heavy metal contaminated soils. *Journal of Geochemical Exploration*, 182, 247–268. <https://doi.org/10.1016/J.GEXPLO.2016.11.021>.
- Khan, M. A., Islam, M. R., Panaullah, G. M., Duxbury, J. M., Jahiruddin, M., Loeppert, R. H. 2010. Accumulation of arsenic in soil and rice under wetland condition in Bangladesh. *Plant and Soil*, 333 (1), 263–274. <https://doi.org/10.1007/s11104-010-0340-3>.
- Khanam, R., Kumar, A., Nayak, A. K., Shahid, M., Tripathi, R., Vijayakumar, S., Bhaduri, D., Kumar, U., Mohanty, S., Panneerselvam, P., Chatterjee, D., Satapathy, B. S., Pathak, H. 2020. Metal(loid)s (As, Hg, Se, Pb and Cd) in paddy soil: Bioavailability and potential risk to human health. *Science of the Total Environment*, 699, 134330. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2019.134330>.
- Kim, H. Bin, Kim, S. H., Jeon, E. K., Kim, D. H., Tsang, D. C. W., Alessi, D. S., Kwon, E. E., Baek, K. 2018. Effect of dissolved organic carbon from sludge, Rice straw and spent coffee ground biochar on the mobility of arsenic in soil. *Science of the Total Environment*, 636, 1241–1248. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.406>.
- Kim, T.-H., Ho Kim, J., Dil Le Kim, M., Duck Suh, W., Eun Kim, J., Jun Yeon, H., Soek Park, Y., Kim, S.-H., Oh, Y.-H., Jo, G.-H. 2020. Exposure assessment and safe intake guidelines for heavy metals in consumed fishery products in the Republic of Korea, 27,

33042-33051. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09624-0>.

Kokab, T., Ashraf, H. S., Shakoor, M. B., Jilani, A., Ahmad, S. R., Majid, M., Ali, S., Farid, N., Alghamdi, R. A., Al-Quwaie, D. A. H., Hakeem, K. R. 2021. Effective removal of Cr (VI) from wastewater using biochar derived from walnut shell. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18 (18), 9670. <https://doi.org/10.3390/ijerph18189670>.

Korres, N. E., Loka, D. A., Gitsopoulos, T. K., Varanasi, V. K., Chachalis, D., Price, A., Slaton, N. A. 2022. Salinity effects on rice, rice weeds, and strategies to secure crop productivity and effective weed control. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 42 (4), 1–26. <https://doi.org/10.1007/S13593-022-00794-4>.

Kumar, A., Bhattacharya, T., Mukherjee, S., Sarkar, B. 2022. A perspective on biochar for repairing damages in the soil–plant system caused by climate change-driven extreme weather events. *Biochar*, 4 (1), 22. <https://doi.org/10.1007/S42773-022-00148-Z>.

Kumar, A., Kumar, A., Cabral-Pinto, M., Chaturvedi, A. K., Shabnam, A. A., Subrahmanyam, G., Mondal, R., Gupta, D. K., Malyan, S. K., Kumar, S. S., Khan, S. A., Yadav, K. K. 2020. Lead toxicity: health hazards, influence on food chain, and sustainable remediation approaches. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17 (7), 2179. <https://doi.org/10.3390/IJERPH17072179>.

Kumar, S., Lamalakshmi Devi, E., Kumar Sharma, S., Alam Ansari, M. 2017. Rice breeding strategies of North Eastern India for resilience to biotic and abiotic stresses: A review. *Oryza*, 54, (1), 1-12.

Kumar, V., Jat, H. S., Sharma, P. C., Balwinder-Singh, Gathala, M. K., Malik, R. K., Kamboj, B. R., Yadav, A. K., Ladha, J. K., Raman, A., Sharma, D. K., McDonald, A. 2018. Can productivity and profitability be enhanced in intensively managed cereal systems while reducing the environmental footprint of production? Assessing sustainable intensification options in the breadbasket of India. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 252, 132–147. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2017.10.006>.

## *Bibliografía*

- Kumar, V., Ladha, J. K. 2011. Direct seeding of rice: recent developments and future research needs. *Advances in Agronomy*, 111, 297–413. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-387689-8.00001-1>.
- Kumbhakar, S. K., Chauhan, R., Jadhav, S. K., Quraishi, A. 2022. Lead induced-toxicity in vegetables, its mitigation strategies, and potential health risk assessment: a review. In *International Journal of Environmental Science and Technology*, 20, 5773-5798. <https://doi.org/10.1007/s13762-022-04025-x>.
- Kuppusamy, S., Thavamani, P., Megharaj, M., Venkateswarlu, K., Naidu, R. 2016. Agronomic and remedial benefits and risks of applying biochar to soil: Current knowledge and future research directions. *Environment International*, 87, 1–12. <https://doi.org/10.1016/J.ENVINT.2015.10.018>.
- Ladd, B., Dumler, S., Loret de Mola, E., Anaya de la Rosa, R., Borchard, N. 2017. Increasing profitability in maize production in Peru: N-fertiliser and biochar. *The Biologist*, 15 (2), 351–358.
- Lal, R. 2006. Enhancing crop yields in the developing countries through restoration of the soil organic carbon pool in agricultural lands. *Land Degradation and Development*, 17 (2), 197–209. <https://doi.org/10.1002/LDR.696>.
- Lancashire, P. D., Bleiholder, H., Boom, T. Van den, Langelüddeke, P., Stauss, R., Weber, E., Witzemberger, A. 1991. A uniform decimal code for growth stages of crops and weeds. *Annals of Applied Biology*, 119 (3), 561–601. <https://doi.org/10.1111/J.1744-7348.1991.TB04895.X>
- Lehmann, J., Joseph, S. 2009. Biochar For Environmental Management: An introduction. En J. Lehmann and S. Joseph (Eds.), *Biochar for Environmental Management* (pp. 1–12). Routledge.
- Lehmann, J., Joseph, S. 2015. *Biochar for environmental management. Science, Technology and Implementation* (2nd ed.). Routledge.
- Lehmann, J., Rillig, M. C., Thies, J., Masiello, C. A., Hockaday, W. C., Crowley, D. 2011.



- Biochar effects on soil biota – A review. *Soil Biology and Biochemistry*, 43 (9), 1812–1836. <https://doi.org/10.1016/J.SOILBIO.2011.04.022>.
- Levin, R., Zilli Vieira, C. L., Mordarski, D. C., Rosenbaum, M. H. 2020. Lead seasonality in humans, animals, and the natural environment. *Environmental Research*, 180, 108797. <https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2019.108797>.
- Ley 7/2022, de 8 de abril, de residuos y suelos contaminados para una economía circular. Boletín Oficial del Estado, 85, de 10 de abril de 2022. <https://www.boe.es/eli/es/l/2022/04/08/7/con>.
- Li, G., Ji, F., Bai, X., Zhou, Y., Dong, R., Huang, Z. 2019. Comparative study on thermal cracking characteristics and bio-oil production from different microalgae (*Chlorella pyrenoidosa* and *Schizochytrium limacinum*) biomass by Py-GC/MS. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering*, 12 (1), 208–213. <https://doi.org/10.25165/j.ijabe.20191201.3628>.
- Li, J., He, R. 2020. Relationships among socioeconomic factors, rice planting method and pesticide use. *Environment, Development and Sustainability*, 23 (5), 7358–7372. <https://doi.org/10.1007/S10668-020-00920-W>.
- Li, M., Zhang, J., Yang, X., Zhou, Y., Zhang, L., Yang, Y., Luo, L., Yan, Q. 2021. Responses of ammonia-oxidizing microorganisms to biochar and compost amendments of heavy metals-polluted soil. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 102, 263–272. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2020.09.029>.
- Liang, J., Yang, Z., Tang, L., Zeng, G., Yu, M., Li, X., Wu, H., Qian, Y., Li, X., Luo, Y. 2017. Changes in heavy metal mobility and availability from contaminated wetland soil remediated with combined biochar-compost. *Chemosphere*, 181, 281–288. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2017.04.081>.
- Liao, P., Sun, Y., Zhu, X., Wang, H., Wang, Y., Chen, J., Zhang, J., Zeng, Y., Zeng, Y., Huang, S. 2021. Identifying agronomic practices with higher yield and lower global warming potential in rice paddies: a global meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 322, 107663. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107663>.

- Lindsay, W. L., Norvell, W. A. 1978. Development of a DTPA soil test for Zinc, Iron, Manganese, and Copper. *Soil Science Society of America Journal*, 42 (3), 421–428. <https://doi.org/10.2136/SSSAJ1978.03615995004200030009X>.
- Liu, H., Hussain, S., Zheng, M., Peng, S., Huang, J., Cui, K., Nie, L. 2015. Dry direct-seeded rice as an alternative to transplanted-flooded rice in Central China. *Agronomy for Sustainable Development*, 35 (1), 285–294. <https://doi.org/10.1007/s13593-014-0239-0>.
- Liu, S., Xie, Z., Zhu, Y., Zhu, Y., Jiang, Y., Wang, Y., Gao, H. 2021. Adsorption characteristics of modified rice straw biochar for Zn and in-situ remediation of Zn contaminated soil. *Environmental Technology and Innovation*, 22, 101388. <https://doi.org/10.1016/J.ETI.2021.101388>.
- Liu, X., Zhang, A., Ji, C., Joseph, S., Bian, R., Li, L., Pan, G., Paz-Ferreiro, J. 2013. Biochar's effect on crop productivity and the dependence on experimental conditions-a meta-analysis of literature data. *Plant and Soil*, 373 (1–2), 583–594. <https://doi.org/10.1007/S11104-013-1806-X>.
- Liu, X., Zhou, J., Chi, Z., Zheng, J., Li, L., Zhang, X., Zheng, J., Cheng, K., Bian, R., Pan, G. 2019. Biochar provided limited benefits for rice yield and greenhouse gas mitigation six years following an amendment in a fertile rice paddy. *Catena*, 179, 20–28. <https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2019.03.033>.
- Liu, Y., Li, H., Hu, T., Mahmoud, A., Li, J., Zhu, R., Jiao, X., Jing, P. 2022. A quantitative review of the effects of biochar application on rice yield and nitrogen use efficiency in paddy fields: A meta-analysis. *Science of the Total Environment*, 830, 154792. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.154792>.
- Liu, Y., Zhang, C., Zhao, Y., Sun, S., Liu, Z. 2017. Effects of growing seasons and genotypes on the accumulation of cadmium and mineral nutrients in rice grown in cadmium contaminated soil. *Science of the Total Environment*, 579, 1282–1288. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2016.11.115>.
- Liu, Z., Cai, L., Liu, Y., Chen, W., Wang, Q. 2019. Association between prenatal cadmium exposure and cognitive development of offspring: A systematic review. *Environmental*

- Pollution, 254, 113081. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113081>.
- Liu, Z., Zhang, Q., Han, T., Ding, Y., Sun, J., Wang, F., Zhu, C. 2015. Heavy metal pollution in a soil-rice system in the yangtze river region of China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 13 (1), 63. <https://doi.org/10.3390/IJERPH13010063>.
- López-Cano, I., Cayuela, M. L., Mondini, C., Takaya, C. A., Ross, A. B., Sánchez-Monedero, M. A. 2018. Suitability of different agricultural and urban organic wastes as feedstocks for the production of biochar—part 1: physicochemical Characterisation. *Sustainability*, 10 (7), 2265. <https://doi.org/10.3390/SU10072265>.
- López-González, J. A., Suárez-Estrella, F., Vargas-García, M. C., López, M. J., Jurado, M. M., Moreno, J. 2015. Dynamics of bacterial microbiota during lignocellulosic waste composting: Studies upon its structure, functionality and biodiversity. *Bioresource Technology*, 175, 406–416. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2014.10.123>.
- López-Piñeiro, A., Albarrán, A., Nunes, J. M. R., Barreto, C. 2008. Short and medium-term effects of two-phase olive mill waste application on olive grove production and soil properties under semiarid mediterranean conditions. *Bioresource Technology*, 99 (17), 7982–7987. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2008.03.051>.
- López-Piñeiro, A., Martín-Franco, C., Terrón-Sánchez, J., Vicente, L. A., Fernández-Rodríguez, D., Albarrán, Á., Nunes, J. M. R., Peña, D. 2022. Environmental fate and efficiency of bispyribac-sodium in rice soils under conventional and alternative production systems affected by fresh and aged biochar amendment. *Science of the Total Environment*, 847, 157651. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.157651>.
- López-Piñeiro, A., Sánchez-Terrón, J., Martín-Franco, C., Peña, D., Vicente, L. A., Gómez, S., Fernández-Rodríguez, D., Albarrán, Á. 2022. Impacts of fresh and aged holm-oak biochar on clomazone behaviour in rice cropping soils after transition to sprinkler irrigation. *Geoderma*, 413, 115768. <https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2022.115768>.
- Lu, K., Yang, X., Gielen, G., Bolan, N., Ok, Y. S., Niazi, N. K., Xu, S., Yuan, G., Chen, X.,

## *Bibliografía*

- Zhang, X., Liu, D., Song, Z., Liu, X., Wang, H. 2017. Effect of bamboo and rice straw biochars on the mobility and redistribution of heavy metals (Cd, Cu, Pb and Zn) in contaminated soil. *Journal of Environmental Management*, 186, 285–292. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2016.05.068>.
- Lv, L., Gao, Z., Liao, K., Zhu, Q., Zhu, J. 2023. Impact of conservation tillage on the distribution of soil nutrients with depth. *Soil and Tillage Research*, 225, 105527. <https://doi.org/10.1016/J.STILL.2022.105527>.
- Lwin, C. S., Seo, B. H., Kim, H. U., Owens, G., Kim, K. R. 2018. Application of soil amendments to contaminated soils for heavy metal immobilization and improved soil quality—a critical review. *Soil Science and Plant Nutrition*, 64 (2), 156–167. <https://doi.org/10.1080/00380768.2018.1440938>.
- Ma, J. F., Shen, R. F., Shao, J. F. 2021. Transport of cadmium from soil to grain in cereal crops: A review. *Pedosphere*, 31 (1), 3–10. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(20\)60015-7](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(20)60015-7).
- Ma, L., Zhong, H., Wu, Y. G. 2015. Effects of metal-soil contact time on the extraction of mercury from soils. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 94 (3), 399–406. <https://doi.org/10.1007/s00128-015-1468-x>.
- Mager, E. M., Esbaugh, A. J., Brix, K. V., Ryan, A. C., Grosell, M. 2011. Influences of water chemistry on the acute toxicity of lead to *Pimephales promelas* and *Ceriodaphnia dubia*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology and Pharmacology*, 153 (1), 82–90. <https://doi.org/10.1016/J.CBPC.2010.09.004>.
- Majumder, S., Banik, P. 2019. Geographical variation of arsenic distribution in paddy soil, rice and rice-based products: A meta-analytic approach and implications to human health. In *Journal of Environmental Management*, 233, 184–199 <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.12.034>.
- Majumder, S., Powell, M. A., Kumar Biswas, P., Banik, P. 2021. The role of agronomic factors (rice cultivation practices and soil amendments) on Arsenic fractionation: A strategy to minimise Arsenic uptake by rice, with some observations related to cadmium. *Catena*,

206, 105556. <https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2021.105556>.

MAPA, 2020. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Aceite de oliva y aceituna de mesa. <https://www.mapa.gob.es/es/agricultura/temas/producciones-agricolas/aceite-oliva-y-aceituna-mesa/aceite.aspx>. (último acceso 1/03/2023).

MAPA. 2022. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Encuesta sobre superficies y rendimientos de cultivo. Resultados nacionales y autonómicos. ESYRCE. 2021. Subsecretaría de agricultura, pesca y alimentación. <https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-agrarias/agricultura/esyrce/>. (Último acceso 13/04/2023).

MAPA. (2021a). Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Ayuda a la producción sostenible de arroz. Justificación importancia de la producción. [https://www.mapa.gob.es/gl/pac/pac-2023-2027/ayuda-asociada-produccion-sostenible-arroz-justificacion-de-la-importancia-del-sector\\_tcm37-626840.pdf](https://www.mapa.gob.es/gl/pac/pac-2023-2027/ayuda-asociada-produccion-sostenible-arroz-justificacion-de-la-importancia-del-sector_tcm37-626840.pdf). (Último acceso 13/12/2022).

MAPA. (2021b). Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Análisis provincial. Superficie de arroz. Anuario estadístico. <https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/publicaciones/anuario-de-estadistica/2021/default.aspx?parte=3&capitulo=07&grupo=1&seccion=7> (Último acceso 15/11/2022).

Materu, C. L., Losujaki, E. W., Zain, I., Chalamila, B., Box, P. O., Es, D., Tanzania, S. 2018. Farmers knowledge on intergrated pest management in cucurbit production. *International Journal of Research-Granthaalayah*, 6 (12), 70. <https://doi.org/10.29121/granthaalayah.v6.i12.2018.1078>.

Matloob, A., Khaliq, A., Chauhan, B. S. 2015. Weeds of Direct-Seeded Rice in Asia: Problems and Opportunities. *Advances in Agronomy*, 130, 291–336. <https://doi.org/10.1016/BS.AGRON.2014.10.003>.

Meharg, A. A., Hartley-Whitaker, J. 2002. Arsenic uptake and metabolism in arsenic resistant and nonresistant plant species. *New Phytologist*, 154 (1), 29–43.

<https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.2002.00363.x>.

- Mehedintu, A., Sterpu, M., Soava, G. 2018. Estimation and forecasts for the share of renewable energy consumption in final energy consumption by 2020 in the European Union. *Sustainability*, 10 (5), 1515. <https://doi.org/10.3390/SU10051515>.
- Meng, Z., Huang, S., Mu, W., Wu, J., Lin, Z. 2023. Quantitative transport and immobilization of cadmium in saturated-unsaturated soils with the combined application of biochar and organic fertilizer. *Environmental Science and Pollution Research*, 30 (16), 47221–47233. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-25342-9>.
- Mezynska, M., Brzóška, M. M. 2018. Environmental exposure to cadmium—a risk for health of the general population in industrialized countries and preventive strategies. In *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (4), 3211–3232. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0827-z>.
- Mi, W., Sun, Y., Zhao, C., Wu, L. 2019. Soil organic carbon and its labile fractions in paddy soil as influenced by water regimes and straw management. *Agricultural Water Management*, 224, 105752. <https://doi.org/10.1016/J.AGWAT.2019.105752>.
- Misselbrook, T. H., Menzi, H., Cordovil, C. 2012. Preface - Recycling of organic residues to agriculture: Agronomic and environmental impacts. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 160, 1–2. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2012.08.003>.
- Mohajer, A., Baghani, A. N., Sadighara, P., Ghanati, K., Nazmara, S. 2020. Determination and health risk assessment of heavy metals in imported rice bran oil in Iran. *Journal of Food Composition and Analysis*, 86, 103384. <https://doi.org/10.1016/j.jfca.2019.103384>.
- Mohammed, U., Aimrun, W., Amin, M. S. M., Khalina, A., Zubairu, U. B. 2016. Influence of soil cover on moisture content and weed suppression under system of rice intensification (SRI). *Paddy and Water Environment*, 14 (1), 159–167. <https://doi.org/10.1007/s10333-015-0487-x>.
- Mondal, S., Khan, M. I. R., Entila, F., Dixit, S., Pompe, P. C., Panna Ali, M., Pittendrigh, B., Septiningsih, E. M., Ismail, A. M. 2020. Responses of AG1 and AG2 QTL introgression

- lines and seed pre-treatment on growth and physiological processes during anaerobic germination of rice under flooding. *Scientific Reports*, 10 (1), 1–15. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-67240-x>.
- Montes Delgado, F. 2015. Caracterización agronómica y Monitoreo de la Pyriculariosis de una selección de variedades de arroz. Apoyo para el aviso y control en el cultivo bajo Producción Integrada en el sur de España. Tesis Doctoral. Departamento de Microbiología y Parasitología. Universidad de Sevilla, España.
- Morales, A. B., Bustamante, M. A., Marhuenda-Egea, F. C., Moral, R., Ros, M., Pascual, J. A. 2016. Agri-food sludge management using different co-composting strategies: Study of the added value of the composts obtained. *Journal of Cleaner Production*, 121, 186–197. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2016.02.012>.
- Moreno, J., Mormeneo, S. 2008. Microbiología y bioquímica del proceso de compostaje. En: *Compostaje* (pp.111-140) Mundiprensa. ISBN: 978-84-8476-346-8.
- Moreno-Jiménez, E., Esteban, E., Peñalosa, J. M. 2012. The fate of arsenic in soil-plant systems. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 215, 1–37. [https://doi.org/10.1007/978-1-4614-1463-6\\_1](https://doi.org/10.1007/978-1-4614-1463-6_1).
- Moreno-Jiménez, E., Meharg, A. A., Smolders, E., Manzano, R., Becerra, D., Sánchez-Llerena, J., Albarrán, Á., López-Piñero, A. 2014. Sprinkler irrigation of rice fields reduces grain arsenic but enhances cadmium. *Science of the Total Environment*, 485–486 (1), 468–473. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2014.03.106>.
- Mukherjee, A., Kundu, M., Basu, B., Sinha, B., Chatterjee, M., Bairagya, M. Das, Singh, U. K., Sarkar, S. 2017. Arsenic load in rice ecosystem and its mitigation through deficit irrigation. *Journal of Environmental Management*, 197, 89–95. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2017.03.037>.
- Murray, A., Skene, K., Haynes, K. 2017. The circular economy: an interdisciplinary exploration of the concept and application in a global context. *Journal of Business Ethics*, 140 (3), 369–380. <https://doi.org/10.1007/S10551-015-2693-2>.

- Nannipieri, P., Ceccanti, B., Cervelli, S., Matarese, E. 1980. Extraction of phosphatase, urease, proteases, organic carbon, and nitrogen from soil. *Soil Science Society of America Journal*, 44 (5), 1011–1016. <https://doi.org/10.2136/SSSAJ1980.03615995004400050028X>.
- Nartey, O. D., Zhao, B. 2014. Biochar preparation, characterization, and adsorptive capacity and its effect on bioavailability of contaminants: An overview. In *Advances in Materials Science and Engineering*. Hindawi Publishing Corporation, 2014, 715398. <https://doi.org/10.1155/2014/715398>.
- Natarajan, S. K., Duraisamy, V. K., Thiyagarajan, G., Manikandan, M., Yordanova, M. 2020. Evaluation of drip fertigation system for aerobic rice in western zone of Tamil Nadu. *International Journal of Plant and Soil Science*, 32 (7) 41–47. <https://doi.org/10.9734/IJPSS/2020/V32I730303>.
- Natasha, N., Shahid, M., Khalid, S., Bibi, I., Naeem, M. A., Niazi, N. K., Tack, F. M. G., Ippolito, J. A., Rinklebe, J. 2022. Influence of biochar on trace element uptake, toxicity and detoxification in plants and associated health risks: A critical review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 52 (16), 2803–2843. <https://doi.org/10.1080/10643389.2021.1894064>.
- Nelson, D. W., Sommers, L. E. 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. Madison, USA.
- Neumann, R. B., St. Vincent, A. P., Roberts, L. C., Badruzzaman, A. B. M., Ali, M. A., Harvey, C. F. 2011. Rice field geochemistry and hydrology: An explanation for why groundwater irrigated fields in Bangladesh are net sinks of arsenic from groundwater. *Environmental Science and Technology*, 45 (6), 2072–2078. <https://doi.org/10.1021/es102635d>.
- Ning, H., Sun, J., Liu, H., Gao, Y., Shen, X., Wang, G., Zhang, K. 2021. The effects of nitrogen application rate on the grain physicochemical properties of japonica rice under controlled and flooding irrigation. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 101 (6), 2428–2438. <https://doi.org/10.1002/JSFA.10867>.
- Nyambo, P., Thengeni, B., Chiduzza, C., Araya, T. 2021. Tillage, crop rotation, residue



- management and biochar influence on soil chemical and biological properties. *South African Journal of Plant and Soil*, 38 (5), 390–397.  
<https://doi.org/10.1080/02571862.2021.1962421>.
- O'Dell, R., Silk, W., Green, P., Claassen, V. 2007. Compost amendment of Cu-Zn minespoil reduces toxic bioavailable heavy metal concentrations and promotes establishment and biomass production of *Bromus carinatus* (Hook and Arn.). *Environmental Pollution*, 148 (1), 115–124. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2006.10.037>.
- Oladele, S. O. 2019. Changes in physicochemical properties and quality index of an Alfisol after three years of rice husk biochar amendment in rainfed rice – Maize cropping sequence. *Geoderma*, 353, 359–371. <https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2019.06.038>.
- Oliveira, F. R., Patel, A. K., Jaisi, D. P., Adhikari, S., Lu, H., Khanal, S. K. 2017. Environmental application of biochar: Current status and perspectives. *Bioresource Technology*, 246, 110–122. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2017.08.122>.
- Olofsson, M., Valverde, B. E., Madsen, K. H. 2000. Herbicide resistant rice (*Oryza sativa* L.): Global implications for weedy rice and weed management. *Annals of Applied Biology*, 137 (3), 279–295. <https://doi.org/10.1111/J.1744-7348.2000.TB00069.X>.
- Olsen S.R., Cole, C.V., Watanabe, F.S. 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. United States Government Publication Office, Washington, USA.
- ONU, 2019 (Departamento de Asuntos Económicos y Sociales, División de Población). *Perspectivas de la población mundial 2019*, documento de la ONU. ST/ESA/SER.A/423. 2019. Disponible en línea: <https://population.un.org/wpp/> (último acceso 23/10/2022).
- Oo, A. Z., Sudo, S., Fumoto, T., Inubushi, K., Ono, K., Yamamoto, A., Bellingrath-Kimura, S. D., Win, K. T., Umamageswari, C., Bama, K. S., Raju, M., Vanitha, K., Elayakumar, P., Ravi, V., Ambethgar, V. 2020. Field Validation of the DNDC-Rice Model for Methane and Nitrous Oxide Emissions from Double-Cropping Paddy Rice under Different Irrigation Practices in Tamil Nadu, India. *Agriculture*, 10 (8), 355.

<https://doi.org/10.3390/AGRICULTURE10080355>.

- Palansooriya, K. N., Shaheen, S. M., Chen, S. S., Tsang, D. C. W., Hashimoto, Y., Hou, D., Bolan, N. S., Rinklebe, J., Ok, Y. S. 2020. Soil amendments for immobilization of potentially toxic elements in contaminated soils: A critical review. *Environment International*, 134, 105046. <https://doi.org/10.1016/J.ENVINT.2019.105046>.
- Palansooriya, K. N., Wong, J. T. F., Hashimoto, Y., Huang, L., Rinklebe, J., Chang, S. X., Bolan, N., Wang, H., Ok, Y. S. 2019. Response of microbial communities to biochar-amended soils: a critical review. *Biochar*, 1 (1), 3–22. <https://doi.org/10.1007/s42773-019-00009-2>.
- Pan, D., Liu, C., Yu, H., Li, F. 2019. A paddy field study of arsenic and cadmium pollution control by using iron-modified biochar and silica sol together. *Environmental Science and Pollution Research*, 26 (24), 24979–24987. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05381-x>.
- Pan, H., Yang, X., Chen, H., Sarkar, B., Bolan, N., Shaheen, S. M., Wu, F., Che, L., Ma, Y., Rinklebe, J., Wang, H. 2021. Pristine and iron-engineered animal- and plant-derived biochars enhanced bacterial abundance and immobilized arsenic and lead in a contaminated soil. *Science of the Total Environment*, 763, 144218. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.144218>.
- Pandey, D. 2012. Greenhouse gas emissions from rice crop with different tillage permutations in rice–wheat system. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 159, 133-144. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.07.008>.
- Panettieri, M., Moreno, B., de Sosa, L. L., Benítez, E., Madejón, E. 2022. Soil management and compost amendment are the main drivers of carbon sequestration in rainfed olive trees agroecosystems: An evaluation of chemical and biological markers. *Catena*, 214, 106258. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106258>.
- Papadakis J. 1966. *Climates of the world and their agricultural potentialities*. Buenos Aires, Argentina.

- Papamichael, I., Chatziparaskeva, G., Pedreño, J. N., Voukkali, I., Almendro Candel, M. B., Zorpas, A. A. 2022. Building a new mind set in tomorrow fashion development through circular strategy models in the framework of waste management. *Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry*, 36, 100638. <https://doi.org/10.1016/J.COGSC.2022.100638>.
- Pardo, T., Bernal, M. P., Clemente, R. 2014. Efficiency of soil organic and inorganic amendments on the remediation of a contaminated mine soil: I. Effects on trace elements and nutrients solubility and leaching risk. *Chemosphere*, 107, 121–128. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2014.03.023>.
- Peana, M., Pelucelli, A., Chasapis, C. T., Perlepes, S. P., Bekiari, V., Medici, S., Zoroddu, M. A. 2023. Biological effects of human exposure to environmental cadmium. *Biomolecules*, 13 (1), 36. <https://doi.org/10.3390/BIOM13010036>.
- Peña, D., Fernández, D., Albarrán, A., Gómez, S., Martín, C., Sánchez-Terrón, J., Vicente, L., López-Piñeiro, A. 2022. Using olive mill waste compost with sprinkler irrigation as a strategy to achieve sustainable rice cropping under Mediterranean conditions. *Agronomy for Sustainable Development*, 42 (3), 1–17. <https://doi.org/10.1007/s13593-022-00769-5>.
- Peralta-Videa, J. R., Lopez, M. L., Narayan, M., Saupe, G., Gardea-Torresdey, J. 2009. The biochemistry of environmental heavy metal uptake by plants: Implications for the food chain. In *International Journal of Biochemistry and Cell Biology*, 41, (8–9), 1665–1677. <https://doi.org/10.1016/j.biocel.2009.03.005>.
- Perea-Moreno, M. A., Samerón-Manzano, E., Perea-Moreno, A. J. 2019. Biomass as renewable energy: worldwide research trends. *Sustainability*, 11 (3), 863. <https://doi.org/10.3390/SU11030863>.
- Petter, F. A., Madari, B. E., da Silva, M. A. S., Carneiro, M. A. C., Carvalho, M. T. de M., Júnior, B. H. M., Pacheco, L. P. 2012. Soil fertility and upland rice yield after biochar application in the Cerrado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 47 (5), 699–706. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2012000500010>.
- Pinho, I. A., Lopes, D. V., Martins, R. C., Quina, M. J. 2017. Phytotoxicity assessment of olive

mill solid wastes and the influence of phenolic compounds. *Chemosphere*, 185, 258–267. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2017.07.002>.

Podgornik, M., Bučar-miklavčič, M., Levart, A., Salobir, J., Rezar, V., Butinar, B. 2022. Chemical characteristics of two-phase olive-mill waste and evaluation of their direct soil application in humid Mediterranean regions. *Agronomy*, 12 (7), 1621. <https://doi.org/10.3390/AGRONOMY12071621>.

Portmann, F. T., Siebert, S., Döll, P. 2010. MIRCA2000—Global monthly irrigated and rainfed crop areas around the year 2000: A new high-resolution data set for agricultural and hydrological modeling. *Global Biogeochemical Cycles*, 24 (1). <https://doi.org/10.1029/2008GB003435>.

Proshad, R., Kormoker, T., Islam, M. S., Chandra, K. 2019. Potential health risk of heavy metals via consumption of rice and vegetables grown in the industrial areas of Bangladesh. *Human and Ecological Risk Assessment*, 26 (4), 921–943. <https://doi.org/10.1080/10807039.2018.1546114>.

Qi, F., Kuppusamy, S., Naidu, R., Bolan, N. S., Ok, Y. S., Lamb, D., Li, Y., Yu, L., Semple, K. T., Wang, H. 2017. Pyrogenic carbon and its role in contaminant immobilization in soils, 47 (10), 795–876. <https://doi.org/10.1080/10643389.2017.1328918>.

Qi, Z., Helmers, M. J. 2008. Field calibration of a multisensor capacitance probe for des moines loess soils. *American Society of Agricultural and Biological Engineers Annual International Meeting*, 10, 6379–6398. <https://doi.org/10.13031/2013.24785>.

Qian, H., Chen, J., Zhu, X., Wang, L., Liu, Y., Zhang, J., Deng, A., Song, Z., Ding, Y., Jiang, Y., van Groenigen, K. J., Zhang, W. 2022. Intermittent flooding lowers the impact of elevated atmospheric CO<sub>2</sub> on CH<sub>4</sub> emissions from rice paddies. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 329, 107872. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2022.107872>.

Qian, L., Chen, B. 2013. Dual role of biochars as adsorbents for aluminum: The effects of oxygen-containing organic components and the scattering of silicate particles. *Environmental Science and Technology*, 47 (15), 8759–8768. <https://doi.org/10.1021/es401756h>.

- Qian, S., Zhou, X., Fu, Y., Song, B., Yan, H., Chen, Z., Sun, Q., Ye, H., Qin, L., Lai, C. 2023. Biochar-compost as a new option for soil improvement: Application in various problem soils. *Science of the Total Environment*, 870, 162024. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2023.162024>.
- Qiao, J. T., Li, X. M., Hu, M., Li, F. B., Young, L. Y., Sun, W. M., Huang, W., Cui, J. H. 2018. Transcriptional activity of arsenic-reducing bacteria and genes regulated by lactate and biochar during arsenic transformation in flooded paddy soil. *Environmental Science and Technology*, 52 (1), 61–70. <https://doi.org/10.1021/ACS.EST.7B03771>.
- Rahman, M. M., Ng, J. C., Naidu, R. 2009. Chronic exposure of arsenic via drinking water and its adverse health impacts on humans. *Environmental Geochemistry and Health*, 31, 1, 189–200. <https://doi.org/10.1007/s10653-008-9235-0>.
- Rai, P. K., Lee, S. S., Zhang, M., Tsang, Y. F., Kim, K. H. 2019. Heavy metals in food crops: Health risks, fate, mechanisms, and management. *Environment International* 125, 365–385. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.01.067>.
- Rajasekar, P., Selvi, J. A. V. 2022. Sensing and analysis of greenhouse gas emissions from rice fields to the near field atmosphere. *Sensors*, 22 (11), 4141. <https://doi.org/10.3390/S22114141>.
- Rathour, R., Kumar, H., Prasad, K., Anerao, P., Kumar, M., Kapley, A., Pandey, A., Kumar Awasthi, M., Singh, L. 2022. Multifunctional applications of bamboo crop beyond environmental management: an Indian prospective. *Bioengineered*, 13 (4), 8893–8914. <https://doi.org/10.1080/21655979.2022.2056689>.
- Rato Nunes, J., Cabral, F., López-Piñero, A. 2008. Short-term effects on soil properties and wheat production from secondary paper sludge application on two Mediterranean agricultural soils. *Bioresource Technology*, 99 (11), 4935–4942. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2007.09.016>.
- Real Decreto 1051/2022, de 27 de diciembre, por el que se establecen normas para la nutrición sostenible en los suelos agrarios. *Boletín Oficial del Estado*, 312, de 29 de diciembre de 2022. [https://www.boe.es/diario\\_boe/txt.php?id=BOE-A-2022-23052](https://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-A-2022-23052).

## *Bibliografía*

- REDAREX. 2022. Red de Asesoramiento al Regante de Extremadura. [http://redarexplus.juntaex.es/RedarexPlus/index.php?modulo=estaciones&pagina=datos.php&enlace=Estaciones&camino=Datos%20de%20las%20estaciones&id\\_estacion=203&id\\_provincia=6](http://redarexplus.juntaex.es/RedarexPlus/index.php?modulo=estaciones&pagina=datos.php&enlace=Estaciones&camino=Datos%20de%20las%20estaciones&id_estacion=203&id_provincia=6) (último acceso 25.01.2023).
- Reglamento (UE) 2021/1317 de la Comisión de 9 de agosto de 2021 por el que se modifica el Reglamento (CE) nº 1881/2006 en lo relativo a los contenidos máximos de plomo en determinados productos alimenticios. Diario Oficial de la Unión Europea, 286, de 10 de agosto de 2021. <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=DOUE-L-2021-81118>.
- Reglamento (UE) 2023/465 de la Comisión de 3 de marzo de 2023 por el que se modifica el Reglamento (CE) nº 1881/2006 en lo que respecta a los contenidos máximos de arsénico en determinados alimentos. Diario Oficial de la Unión Europea, 68, de 6 de marzo de 2023. <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=DOUE-L-2023-80324>.
- Rehman, M. Z. ur, Khalid, H., Akmal, F., Ali, S., Rizwan, M., Qayyum, M. F., Iqbal, M., Khalid, M. U., Azhar, M. 2017. Effect of limestone, lignite and biochar applied alone and combined on cadmium uptake in wheat and rice under rotation in an effluent irrigated field. *Environmental Pollution*, 227, 560–568. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2017.05.003>.
- Relyea, R. A. 2005. The impact of insecticides and herbicides on the biodiversity and productivity of aquatic communities. *Ecological Applications*, 15 (2), 618–627. <https://doi.org/10.1890/03-5342>.
- Ren, X., Yuan, X., Sun, H. 2018. Dynamic changes in atrazine and phenanthrene sorption behaviors during the aging of biochar in soils. *Environmental Science and Pollution Research International*, 25 (1), 81–90. <https://doi.org/10.1007/S11356-016-8101-3>.
- Rocco, C., Seshadri, B., Adamo, P., Bolan, N. S., Mbene, K., Naidu, R. 2018. Impact of waste-derived organic and inorganic amendments on the mobility and bioavailability of arsenic and cadmium in alkaline and acid soils. *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (26), 25896–25905. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2655-1>.

- Rodríguez-Ramos, J. C., Turini, T., Wang, D., Hale, L. 2022. Impacts of deficit irrigation and organic amendments on soil microbial populations and yield of processing tomatoes. *Applied Soil Ecology*, 180, 104625. <https://doi.org/10.1016/J.APSOIL.2022.104625>.
- Roig, A., Cayuela, M. L., Sánchez-Monedero, M. A. 2006. An overview on olive mill wastes and their valorisation methods. *Waste Management*, 26 (9), 960–969. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2005.07.024>.
- Romanyá, J., Rovira, P., Vallejo, R. 2007. Análisis del carbono en los suelos agrícolas de España: aspectos relevantes en relación a la reconversión a la agricultura ecológica en el ámbito mediterráneo. *Ecosistemas*, 16, (1), 50-57.
- Ryckeboer, J., Mergaert, J., Vaes, K., Klammer, S., De Clercq, D., Coosemans, J., Insam, H., Swings, J. 2003. A survey of bacteria and fungi occurring during composting and self-heating processes. *Annals of Microbiology*, 53 (4), 349-410.
- Saletnik, B., Saletnik, A., Zagula, G., Bajcar, M., Puchalski, C. 2022. Oak biomass in the form of wood, bark, brushwood, leaves and acorns in the production process of multifunctional biochar. *Molecules*, 27 (21), 7191. <https://doi.org/10.3390/MOLECULES27217191>.
- Saletnik, B., Zagula, G., Bajcar, M., Tarapatsky, M., Bobula, G., Puchalski, C. 2019. Biochar as a Multifunctional Component of the Environment—A Review. *Applied Sciences*, 9 (6), 1139. <https://doi.org/10.3390/APP9061139>.
- Sammut, M. L., Noack, Y., Rose, J., Hazemann, J. L., Proux, O., Depoux, M., Ziebel, A., Fiani, E. 2010. Speciation of Cd and Pb in dust emitted from sinter plant. *Chemosphere*, 78 (4), 445–450. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.10.039>.
- Sánchez-Llerena, J., López-Piñeiro, A., Albarrán, Á., Peña, D., Becerra, D., Rato-Nunes, J. M. 2016. Short and long-term effects of different irrigation and tillage systems on soil properties and rice productivity under Mediterranean conditions. *European Journal of Agronomy*, 77, 101–110. <https://doi.org/10.1016/J.EJA.2016.04.005>.
- Sandhu, N., Yadav, S., Singh, V. K., Kumar, A. 2021. Effective crop management and modern breeding strategies to ensure higher crop productivity under direct seeded rice cultivation

## *Bibliografía*

- system: A review. *Agronomy* 2021, 11 (7), 1264. <https://doi.org/10.3390/AGRONOMY11071264>.
- Santibáñez, C., Verdugo, C., Ginocchio, R. 2008. Phytostabilization of copper mine tailings with biosolids: Implications for metal uptake and productivity of *Lolium perenne*. *Science of the Total Environment*, 395 (1), 1–10. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2007.12.033>.
- Santos, A., Fangueiro, D., Moral, R., Bernal, M. P. 2018. Composts produced from pig slurry solids: nutrient efficiency and n-leaching risks in amended soils. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 2, 8. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2018.00008>.
- Sarkar, A., Paul, B. 2016. The global menace of arsenic and its conventional remediation - A critical review. *Chemosphere*, 158, 37–49. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.05.043>.
- Sarwar, N., Ali, H., Irfan, M., Akhter, M. T., Ali, M. T. 2016. boron nutrition under intermittent flooding and drying condition seems sustainable nutrient management technique in rice. *Cercetari Agronomice in Moldova*, 49 (1), 17–27. <https://doi.org/10.1515/CERCE-2016-0002>.
- Sengupta, S., Bhattacharyya, K., Mandal, J., Bhattacharya, P., Halder, S., Pari, A. 2021. Deficit irrigation and organic amendments can reduce dietary arsenic risk from rice: Introducing machine learning-based prediction models from field data. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 319, 107516. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2021.107516>.
- Serrano, A., Feroso, F. G., Alonso-Fariñas, B., Rodríguez-Gutierrez, G., Fernandez-Bolaños, J., Borja, R. 2017. Olive mill solid waste biorefinery: High-temperature thermal pre-treatment for phenol recovery and biomethanization. *Journal of Cleaner Production*, 148, 314–323. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2017.01.152>.
- Shahid, M., Dumat, C., Khan Niazi, N., Khalid, S., Natasha. 2018. Global scale arsenic pollution : increase the scientific knowledge to reduce human exposure. *Hors-série* 31. <https://doi.org/10.4000/VERTIGO.21331>.



- Shang, L., Li, X., He, H., Yuan, Q., Song, Y., Wei, Z., Lin, H., Hu, M., Zhao, F., Zhang, C., Li, Y., Gao, H., Wang, T., Liu, X., Zhang, H., Zhang, Y., Cao, S., Yu, X., Zhang, B., Qian, Q. 2022. A super pan-genomic landscape of rice. *Cell Research*, 32, 878-896. <https://doi.org/10.1038/s41422-022-00685-z>.
- Sharma, S., Kaur, I., Nagpal, A. K. 2017. Assessment of arsenic content in soil, rice grains and groundwater and associated health risks in human population from Ropar wetland, India, and its vicinity. *Environmental Science and Pollution Research*, 24, 18836–18848. <https://doi.org/10.1007/S11356-017-9401-Y>.
- Shekhawat, K., Rathore, S. S., Chauhan, B. S. 2020. Weed management in dry direct-seeded rice: a review on challenges and opportunities for sustainable rice production. *Agronomy*, 10 (9), 1264. <https://doi.org/10.3390/AGRONOMY10091264>.
- Shi, M., Paudel, K. P., Chen, F. B. 2021. Mechanization and efficiency in rice production in China. *Journal of Integrative Agriculture*, 20 (7), 1996–2008. [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(20\)63439-6](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(20)63439-6).
- Shi, W., Jin, Z., Hu, S., Fang, X., Li, F. 2017. Dissolved organic matter affects the bioaccumulation of copper and lead in *Chlorella pyrenoidosa*: A case of long-term exposure. *Chemosphere*, 174, 447–455. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.01.119>.
- Silva, M. I., Oliveira, P. S., de Jesus, J. C., Ganassali de Oliveira, L. F. 2019. Biochar increases plant water use efficiency and biomass production while reducing Cu concentration in *Brassica juncea* L. in a Cu-contaminated soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 183, 109557. <https://doi.org/10.1016/J.ECOENV.2019.109557>.
- Sims, J. R., Haby, V. A. 1971. Simplified colorimetric determination of soil organic matter. *Soil Science*, 112 (2), 137–141. <https://doi.org/10.1097/00010694-197108000-00007>.
- Singh, A. K., Arora, S., Singh, Y. P., Verma, C. L., Bhardwaj, A. K., Sharma, N. 2018. Water use in rice crop through different methods of irrigation in a sodic soil. *Paddy and Water Environment*, 16 (3), 587–593. <https://doi.org/10.1007/s10333-018-0650-2>.

- Singh, M., Bhullar, M. S., Chauhan, B. S. 2015. Influence of tillage, cover cropping, and herbicides on weeds and productivity of dry direct-seeded rice. *Soil and Tillage Research*, 147, 39–49. <https://doi.org/10.1016/J.STILL.2014.11.007>.
- Singh, S. B., Srivastava, P. K. 2020. Bioavailability of arsenic in agricultural soils under the influence of different soil properties. *SN Applied Sciences*, 2 (2), 153. <https://doi.org/10.1007/s42452-019-1932-z>.
- Šlejkovec, Z., Gorše, L., Grobler, A., Jagodic, M., Falnoga, I. 2021. Arsenic speciation and elemental composition of rice samples from the Slovenian market. *Food Chemistry*, 342, 128348. <https://doi.org/10.1016/J.FOODCHEM.2020.128348>.
- Soil Conservation Service. 1972. Soil survey laboratory methods and procedures for collecting soil samples, U.S. Department of Agriculture.
- Somasundaram, J., Sinha, N. K., Dalal, R. C., Lal, R., Mohanty, M., Naorem, A. K., Hati, K. M., Chaudhary, R. S., Biswas, A. K., Patra, A. K., Chaudhari, S. K. 2020. No-till farming and conservation agriculture in south asia – issues, challenges, prospects and benefits. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 39 (3), 236–279. <https://doi.org/10.1080/07352689.2020.1782069>.
- Song, K., Zhang, G., Yu, H., Huang, Q., Zhu, X., Wang, T., Xu, H., Lv, S., Ma, J. 2021. Evaluation of methane and nitrous oxide emissions in a three-year case study on single rice and ratoon rice paddy fields, 297, 126650. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126650>.
- Song, K., Zheng, X., Lv, W., Qin, Q., Sun, L., Zhang, H., Xue, Y. 2019. Effects of tillage and straw return on water-stable aggregates, carbon stabilization and crop yield in an estuarine alluvial soil. *Scientific Reports*, 9 (1), 1–11. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-40908-9>.
- Spanu, A., Langasco, I., Serra, M., Deroma, M. A., Spano, N., Barracu, F., Pilo, M. I., Sanna, G. 2021. Sprinkler irrigation in the production of safe rice by soils heavily polluted by arsenic and cadmium. *Chemosphere*, 277, 130351. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2021.130351>.

- Spanu, A., Valente, M., Langasco, I., Learidi, R., Orlandoni, A. M., Ciulu, M., Deroma, M. A., Spano, N., Barracu, F., Pilo, M. I., Sanna, G. 2020. Effect of the irrigation method and genotype on the bioaccumulation of toxic and trace elements in rice. *Science of the Total Environment*, 748, 142484. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.142484>.
- Spokas, K. A., Cantrell, K. B., Novak, J. M., Archer, D. W., Ippolito, J. A., Collins, H. P., Boateng, A. A., Lima, I. M., Lamb, M. C., McAloon, A. J., Lentz, R. D., Nichols, K. A. 2012. Biochar: a synthesis of its agronomic impact beyond carbon sequestration. *Journal of Environmental Quality*, 41 (4), 973–989. <https://doi.org/10.2134/JEQ2011.0069>.
- Sriphirom, P., Chidthaisong, A., Yagi, K., Tripetchkul, S., Towprayoon, S. 2020. Evaluation of biochar applications combined with alternate wetting and drying (AWD) water management in rice field as a methane mitigation option for farmers' adoption. *Soil Science and Plant Nutrition*, 66 (1), 235–246. <https://doi.org/10.1080/00380768.2019.1706431>.
- Streck, E. A., Aguiar, G. A., Facchinello, P. H. K., De Magalhães Júnior, A. M., Krüger, T. K., Parfitt, J. M. B. 2019. Desempenho agrônômico de cultivares de arroz sob sistema de irrigação por aspersão e inundação. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, 14 (3), 1–7. <https://doi.org/10.5039/AGRARIA.V14I3A5661>.
- Sujono, J., Matsuo, N., Hiramatsu, K., Mochizuki, T. (2011). Improving the water productivity of paddy rice (*Oryza sativa* L.) cultivation through water saving irrigation treatments. *Agricultural Sciences*, 2, 511–517. <https://doi.org/10.4236/AS.2011.24066>.
- Sun, H., Larney, F.J., Bullock, M.S. 1995. Soil amendments and water-stable aggregation of a desurfaced dark brown chernozem. *Canadian Journal of Soil Sciences*. 75, 319-325. <https://doi.org/10.4141/cjss95-046>.
- Sun, Q., Zhang, Y., Ming, C., Wang, J., Zhang, Y. 2023. Amended compost alleviated the stress of heavy metals to pakchoi plants and affected the distribution of heavy metals in soil-plant system. *Journal of Environmental Management*, 336, 117674 <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117674>.
- Sunadi, S., Utama, M. Z. H., Badal, B. 2020. Growth and yield of paddy rice with a one-one

- planting system and furrow irrigation in the SRI method. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 542 (1), 012058. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/542/1/012058>.
- Sundha, P., Basak, N., Rai, A. K., Yadav, R. K., Sharma, P. C., Sharma, D. K. 2020. Can conjunctive use of gypsum, city waste composts and marginal quality water rehabilitate saline-sodic soils? Soil and Tillage Research, 200, 104608. <https://doi.org/10.1016/J.STILL.2020.104608>.
- Surendran, U., Raja, P., Jayakumar, M., Subramoniam, S. R. 2021. Use of efficient water saving techniques for production of rice in India under climate change scenario: A critical review. Journal of Cleaner Production, 309, 127272. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2021.127272>.
- Tabatabai M.A. 1982. Soil Enzymes. En Page, A.L., Miller, R., Keeney, D.R., (Eds.), Methods of soil analyses, Part 2, chemical and microbiological properties (pp.903-947). ASA.
- Tabatabai, M. A., Bremner, J. M. 1969. Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. Soil Biology and Biochemistry, 1 (4), 301–307. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(69\)90012-1](https://doi.org/10.1016/0038-0717(69)90012-1).
- Tabe-Ojong, M. P., Fabinin, A. N., Minkoua Nzié, J. R., Molua, E. L., Fonkeng, E. E. 2022. Organic soil amendments and food security: evidence from cameroon. Land Degradation and Development, 34 (4), 1159-1170. <https://doi.org/10.1002/ldr.4523>.
- Tang, J., Zhang, L., Zhang, J., Ren, L., Zhou, Y., Zheng, Y., Luo, L., Yang, Y., Huang, H., Chen, A. 2020. Physicochemical features, metal availability and enzyme activity in heavy metal-polluted soil remediated by biochar and compost. Science of the Total Environment, 701, 134751. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134751>.
- Teng, Q., Zhang, D., Deng, F., Du, C., Luo, F., Yang, C. 2021. Divergent patterns of heavy metal accumulation in paddy fields affect the dietary safety of rice: a case study in Maoming City, China. Environmental Science and Pollution Research, 28, 53533-53543. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-14572-4>.

- Teutscherova, N., Lojka, B., Houška, J., Masaguer, A., Benito, M., Vazquez, E. 2018. Application of holm oak biochar alters dynamics of enzymatic and microbial activity in two contrasting Mediterranean soils. *European Journal of Soil Biology*, 88, 15–26. <https://doi.org/10.1016/J.EJSOBI.2018.06.002>.
- Thammasom, N., Vityakon, P., Lawongsa, P., Saenjan, P. 2016. Biochar and rice straw have different effects on soil productivity, greenhouse gas emission and carbon sequestration in Northeast Thailand paddy soil. *Agriculture and Natural Resources*, 50 (3), 192–198. <https://doi.org/10.1016/J.ANRES.2016.01.003>.
- Tinkov, A. A., Gritsenko, V. A., Skalnaya, M. G., Cherkasov, S. V., Aaseth, J., Skalny, A. V. 2018. Gut as a target for cadmium toxicity. *Environmental Pollution*, 235, 429–434. Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.114>.
- Tomczyk, A., Sokołowska, Z., Boguta, P. 2020. Biochar physicochemical properties: pyrolysis temperature and feedstock kind effects. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 19 (1), 191–215. <https://doi.org/10.1007/s11157-020-09523-3>.
- Tortosa, G., Albuquerque, J. A., Ait-Baddi, G., Cegarra, J. 2012. The production of commercial organic amendments and fertilisers by composting of two-phase olive mill waste (“alperujo”). *Journal of Cleaner Production*, 26, 48–55. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2011.12.008>.
- Tortosa, G., Albuquerque, J. A., Bedmar, E. J., Ait-Baddi, G., Cegarra, J. 2014. Strategies to produce commercial liquid organic fertilisers from “alperujo” composts. *Journal of Cleaner Production*, 82, 37–44. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2014.06.083>.
- Tortosa, G., Castellano-Hinojosa, A., Correa-Galeote, D., Bedmar, E. J. 2017. Evolution of bacterial diversity during two-phase olive mill waste (“alperujo”) composting by 16S rRNA gene pyrosequencing. *Bioresource Technology*, 224, 101–111. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2016.11.098>.
- Trevors, J. T. 1984. Dehydrogenase activity in soil: A comparison between the INT and TTC assay. *Soil Biology and Biochemistry*, 16 (6), 673–674. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(84\)90090-7](https://doi.org/10.1016/0038-0717(84)90090-7).

- USDA. 2006. Claves para la Taxonomía de Suelos. Departamento de Agricultura de los Estados Unidos, Servicio de Conservación de Recursos Naturales, Washington, USA.
- Uddin, M. M., Zakeel, M. C. M., Zavahir, J. S., Marikar, F. M. M. T., Jahan, I. (2021). Heavy Metal Accumulation in Rice and Aquatic Plants Used as Human Food: A General Review. *Toxics*, 9 (12), 360. <https://doi.org/10.3390/TOXICS9120360>.
- Ulyett, J., Sakrabani, R., Kibblewhite, M., Hann, M. 2014. Impact of biochar addition on water retention, nitrification and carbon dioxide evolution from two sandy loam soils. *European Journal of Soil Science*, 65 (1), 96–104. <https://doi.org/10.1111/EJSS.12081>.
- Vamvuka, D., Dermitzakis, S., Pentari, D., Sfakiotakis, S. 2018. Valorization of Meat and Bone Meal through pyrolysis for soil amendment or lead adsorption from wastewaters. *Food and Bioprocess Processing*, 109, 148–157. <https://doi.org/10.1016/J.FBP.2018.04.002>.
- Van Zwieten, L., Kimber, S., Morris, S., Chan, K. Y., Downie, A., Rust, J., Joseph, S., Cowie, A. 2010. Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility. *Plant and Soil*, 327 (1), 235–246. <https://doi.org/10.1007/S11104-009-0050-X>.
- Vargas, J. P. 2010. El arroz y su medio ambiente. En: Degiovanni Beltramo, Víctor M.; Martínez Racines, César P.; Motta O., Francisco (eds.). *Producción eco-eficiente del arroz en América Latina* (pp.83-99). Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT).
- Varma, A. K., Shankar, R., Mondal, P. 2018. A review on pyrolysis of biomass and the impacts of operating conditions on product yield, quality, and upgradation. En: Sarangi, P., Nanda, S., Mohanty, P. (eds). *Recent Advancements in Biofuels and Bioenergy Utilization*, (pp. 227–259). Springer.
- Vaughan, D. A., Morishima, H., Kadowaki, K. 2003. Diversity in the *Oryza* genus. *Current Opinion in Plant Biology*, 6 (2), 139–146. [https://doi.org/10.1016/S1369-5266\(03\)00009-8](https://doi.org/10.1016/S1369-5266(03)00009-8).

- Wainaina, S., Awasthi, M. K., Sarsaiya, S., Chen, H., Singh, E., Kumar, A., Ravindran, B., Awasthi, S. K., Liu, T., Duan, Y., Kumar, S., Zhang, Z., Taherzadeh, M. J. 2020. Resource recovery and circular economy from organic solid waste using aerobic and anaerobic digestion technologies. *Bioresource Technology*, 301, 122778. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2020.122778>.
- Walker, D. J., Clemente, R., Roig, A., Bernal, M. P. 2003. The effects of soil amendments on heavy metal bioavailability in two contaminated Mediterranean soils. *Environmental Pollution*, 122 (2), 303–312. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00287-7](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00287-7).
- Wang, F., Zhang, S., Cheng, P., Zhang, S., Sun, Y. 2020. Effects of soil amendments on heavy metal immobilization and accumulation by maize grown in a multiple-metal-contaminated soil and their potential for safe crop production. *Toxics*, 8 (4), 1–16. <https://doi.org/10.3390/toxics8040102>.
- Wang, N., Xue, X. M., Juhasz, A. L., Chang, Z. Z., Li, H. B. 2017. Biochar increases arsenic release from an anaerobic paddy soil due to enhanced microbial reduction of iron and arsenic. *Environmental Pollution*, 220, 514–522. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.095>.
- Wang, W., Sardans, J., Wang, C., Zeng, C., Tong, C., Asensio, D., Peñuelas, J. 2017. Relationships between the potential production of the greenhouse gases CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O and soil concentrations of C, N and P across 26 paddy fields in southeastern China. *Atmospheric Environment*, 164, 458–467. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2017.06.023>.
- Weijie, X., Shuzhen, H., AmanKhan, M., Yu, C., Linlin, X., Zebin, R., Liu, H., Zhenhua, C., Shengwei, C., Ye, Z., Liu, D. 2021. Effect of water and fertilization management on Cd immobilization and bioavailability in Cd-polluted paddy soil. *Chemosphere*, 276, 130168. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130168>.
- WHO, 2008. Guidelines for Drinking-water Quality. Third Edition Incorporating the First and Second Addenda, Volume 1, Recommendations. World Health Organization, Geneva [https://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/fulltext.pdf](https://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/fulltext.pdf). (último acceso

07/09/2022).

- Wu, C., Wang, Q., Xue, S., Pan, W., Lou, L., Li, D., Hartley, W. 2018. Do aeration conditions affect arsenic and phosphate accumulation and phosphate transporter expression in rice (*Oryza sativa* L.)? *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (1), 43–51. <https://doi.org/10.1007/S11356-016-7976-3>.
- Wu, H., Lai, C., Zeng, G., Liang, J., Chen, J., Xu, J., Dai, J., Li, X., Liu, J., Chen, M., Lu, L., Hu, L., Wan, J. 2017. The interactions of composting and biochar and their implications for soil amendment and pollution remediation: a review. *Critical Reviews in Biotechnology*, 37 (6), 754–764. <https://doi.org/10.1080/07388551.2016.1232696>.
- Wu, H., Zeng, G., Liang, J., Chen, J., Xu, J., Dai, J., Li, X., Chen, M., Xu, P., Zhou, Y., Li, F., Hu, L., Wan, J. 2016. Responses of bacterial community and functional marker genes of nitrogen cycling to biochar, compost and combined amendments in soil. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 100 (19), 8583–8591. <https://doi.org/10.1007/s00253-016-7614-5>.
- Wu, Q., Mou, X., Wu, H., Tong, J., Sun, J., Gao, Y., Shi, J. 2021. Water management of alternate wetting and drying combined with phosphate application reduced lead and arsenic accumulation in rice. *Chemosphere*, 283, 131043. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2021.131043>.
- Xia, B., Qiu, H., Knorr, K. H., Blodau, C., Qiu, R. 2018. Occurrence and fate of colloids and colloid-associated metals in a mining-impacted agricultural soil upon prolonged flooding. *Journal of Hazardous Materials*, 348, 56–66. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2018.01.026>.
- Xiao, L., Guan, D., Peart, M. R., Chen, Y., Li, Q., Dai, J. 2017. The influence of bioavailable heavy metals and microbial parameters of soil on the metal accumulation in rice grain. *Chemosphere*, 185, 868–878. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.07.096>.
- Xu, Y., Ge, J., Tian, S., Li, S., Nguy-Robertson, A. L., Zhan, M., Cao, C. 2015. Effects of water-saving irrigation practices and drought resistant rice variety on greenhouse gas emissions from a no-till paddy in the central lowlands of China. *Science of the Total*



- Environment, 505, 1043–1052. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2014.10.073>.
- Yadav, G. S., Babu, S., Das, A., Mohapatra, K. P., Singh, R., Avasthe, R. K., Roy, S. 2020. No-till and mulching enhance energy use efficiency and reduce carbon footprint of a direct-seeded upland rice production system. *Journal of Cleaner Production*, 271, 122700. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2020.122700>.
- Yang, X., Dai, Z., Ge, C., Yu, H., Bolan, N., Tsang, D. C. W., Song, H., Hou, D., Shaheen, S. M., Wang, H., Rinklebe, J. 2023. Multiple-functionalized biochar affects rice yield and quality via regulating arsenic and lead redistribution and bacterial community structure in soils under different hydrological conditions. *Journal of Hazardous Materials*, 443, 130308. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2022.130308>.
- Yi, Q., Liang, B., Nan, Q., Wang, H., Zhang, W., Wu, W. 2020. Temporal physicochemical changes and transformation of biochar in a rice paddy: Insights from a 9-year field experiment. *Science of the Total Environment*, 721, 137670. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.137670>.
- Yin, B., Zhou, L., Yin, B., Chen, L. 2016. Effects of organic amendments on rice (*Oryza sativa* L.) growth and uptake of heavy metals in contaminated soil. *Journal of Soils and Sediments*, 16 (2), 537–546. <https://doi.org/10.1007/s11368-015-1181-8>.
- Yoo, S. H., Choi, J. Y., Lee, S. H., Kim, T. 2014. Estimating water footprint of paddy rice in Korea. *Paddy and Water Environment*, 12 (1), 43–54.
- Yu, Z., Qiu, W., Wang, F., Lei, M., Wang, D., Song, Z. 2017. Effects of manganese oxide-modified biochar composites on arsenic speciation and accumulation in an indica rice (*Oryza sativa* L.) cultivar. *Chemosphere*, 168, 341–349. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.10.069>.
- Zakaria, Z., Zulkafflee, N. S., Mohd Redzuan, N. A., Selamat, J., Ismail, M. R., Praveena, S. M., Tóth, G., Abdull Razis, A. F. 2021. Understanding Potential Heavy Metal Contamination, Absorption, Translocation and Accumulation in Rice and Human Health Risks. *Plants*, 10 (6), 1070. <https://doi.org/10.3390/PLANTS10061070>.

## *Bibliografía*

- Zan, G., Wu, T., Zhang, Z., Li, J., Zhou, J., Zhu, F., Chen, H., Wen, M., Yang, X., Peng, X., Chen, J., Wu, Q. 2022. Bioinspired Nanocomposites with Self-Adaptive Stress Dispersion for Super-Foldable Electrodes. *Advanced Science*, 9 (3), 2103714. <https://doi.org/10.1002/advs.202103714>.
- Zhang, C., Xu, Y., Zhao, M., Rong, H., Zhang, K. 2018. Influence of inoculating white-rot fungi on organic matter transformations and mobility of heavy metals in sewage sludge based composting. *Journal of Hazardous Materials*, 344, 163–168. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2017.10.017>.
- Zhang, J., Nie, J., Cao, W., Gao, Y., Lu, Y., Liao, Y. 2023. Long-term green manuring to substitute partial chemical fertilizer simultaneously improving crop productivity and soil quality in a double-rice cropping system. *European Journal of Agronomy*, 142, 126641. <https://doi.org/10.1016/J.EJA.2022.126641>.
- Zhang, Q., Xu, H., Lu, W., Zhang, D., Ren, X., Yu, W., Wu, J., Zhou, L., Han, X., Yi, W., Lei, H. 2020. Properties evaluation of biochar/high-density polyethylene composites: Emphasizing the porous structure of biochar by activation. *Science of the Total Environment*, 737, 139770. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.139770>.
- Zhang, X., Wang, H., He, L., Lu, K., Sarmah, A., Li, J., Bolan, N. S., Pei, J., Huang, H. 2013. Using biochar for remediation of soils contaminated with heavy metals and organic pollutants. *Environmental Science and Pollution Research*, 20 (12), 8472–8483. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1659-0>.
- Zhang, X., Zhu, A., Xin, X., Yang, W., Zhang, J., Ding, S. 2018. Tillage and residue management for long-term wheat-maize cropping in the North China Plain: I. Crop yield and integrated soil fertility index. *Field Crops Research*, 221, 157–165. <https://doi.org/10.1016/J.FCR.2018.02.025>.
- Zhao, B., O'Connor, D., Shen, Z., Tsang, D. C. W., Rinklebe, J., Hou, D. 2020. Sulfur-modified biochar as a soil amendment to stabilize mercury pollution: An accelerated simulation of long-term aging effects. *Environmental Pollution*, 264, 114687. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2020.114687>.

- Zhao, B., Zhu, W., Hao, S., Hua, M., Liao, Q., Jing, Y., Liu, L., Gu, X. 2023. Prediction heavy metals accumulation risk in rice using machine learning and mapping pollution risk. *Journal of Hazardous Materials*, 448, 130879. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.130879>.
- Zhao, F. J., Wang, P. 2019. Arsenic and cadmium accumulation in rice and mitigation strategies. *Plant and Soil*, 446 (1), 1–21. <https://doi.org/10.1007/S11104-019-04374-6>.
- Zheng, H., Ma, W., Li, G. 2021. Adoption of organic soil amendments and its impact on farm performance: evidence from wheat farmers in China. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 65 (2), 367–390. <https://doi.org/10.1111/1467-8489.12406>.
- Zheng, R., Chen, Z., Cai, C., Tie, B., Liu, X., Reid, B. J., Huang, Q., Lei, M., Sun, G., Baltrėnaitė, E. 2015. Mitigating heavy metal accumulation into rice (*Oryza sativa* L.) using biochar amendment — A field experiment in Hunan, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (14), 11097–11108. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4268-2>.
- Zheng, R. L., Cai, C., Liang, J. H., Huang, Q., Chen, Z., Huang, Y. Z., Arp, H. P. H., Sun, G. X. 2012. The effects of biochars from rice residue on the formation of iron plaque and the accumulation of Cd, Zn, Pb, As in rice (*Oryza sativa* L.) seedlings. *Chemosphere*, 89 (7), 856–862. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2012.05.008>.
- Zhou, Y., Wu, H., Zhou, Y., Shang, X., Pang, L. 2022. Effects of different short-term straw returning methods on soil structure and water content. *Arid Zone Research*, 39 (2), 502–509. <https://doi.org/10.13866/J.AZR.2022.02.18>.
- Zoli, M., Paleari, L., Confalonieri, R., Bacenetti, J. 2021. Setting-up of different water managements as mitigation strategy of the environmental impact of paddy rice. *Science of The Total Environment*, 799, 149365. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2021.149365>.
- Zoroddu, M. A., Aaseth, J., Crisponi, G., Medici, S., Peana, M., Nurchi, V. M. 2019. The essential metals for humans: a brief overview. *Journal of Inorganic Biochemistry*, 195, 120–129. <https://doi.org/10.1016/j.jinorgbio.2019.03.013>.

## *Bibliografía*

Zulfiqar, U., Farooq, M., Hussain, S., Maqsood, M., Hussain, M., Ishfaq, M., Ahmad, M., Anjum, M. Z. 2019. Lead toxicity in plants: Impacts and remediation. *Journal of Environmental Management*, 250, 109557. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2019.109557>.

Zulkafflee, N. S., Redzuan, N. A. M., Selamat, J., Ismail, M. R., Praveena, S. M., Razis, A. F. A. 2020. Evaluation of heavy metal contamination in paddy plants at the northern region of malaysia using icpms and its risk assessment. *Plants*, 10 (1), 3. <https://doi.org/10.3390/PLANTS10010003>.